

Stoffstrom- und Nutzwertanalysen als Beitrag zur Optimierung von Wasserinfrastruktursystemen

Vom Fachbereich Bau- und Umweltingenieurwissenschaften der Technischen Universität Darmstadt
(D17) zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktor-Ingenieurs (Dr.-Ing.) genehmigte
Dissertation

von
M. Sc. Arash Davoudi

aus
Teheran

Referenten

Prof. Dr. rer. nat. Liselotte Schebek, Technische Universität Darmstadt

Prof. Dr.-Ing. habil. Martin Wagner, Technische Universität Darmstadt

Tag der Einreichung: 12.10.2017

Tag der mündlichen Prüfung: 26.01.2018

Darmstadt, 2018

Davoudi, Arash: Stoffstrom- und Nutzwertanalysen als Beitrag zur Optimierung von Wasserinfrastruktursystemen

Darmstadt, Technische Universität Darmstadt

Jahr der Veröffentlichung der Dissertation auf TUpriints: 2018

Tag der mündlichen Prüfung: 26.01.2018

Lizenz: lediglich die vom Gesetz vorgesehenen Nutzungsrechte gemäß UrhG

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei allen Personen bedanken, die mich bei der Erstellung dieser Arbeit unterstützt haben.

Mein besonderer Dank gilt meinen Betreuern Frau Prof. Dr. Liselotte Schebek und Herrn Prof. Dr.-Ing. Martin Wagner von der technischen Universität Darmstadt, die immer für mich ansprechbar waren, mir die Freiheit gelassen haben, die Arbeit nach eigenen Vorstellungen zu entwickeln und mich mit ihren konstruktiven Kritiken und hilfreichen Anregungen unterstützt haben.

Ebenso möchte ich mich bei Frau Dr.-Ing. Martina Winker, Herrn Dr.-Ing. Martin Zimmermann und Herrn Dr. Engelbert Schramm vom Institut für sozial-ökologische Forschung in Frankfurt für ihre Unterstützung, Tipps und Ideen in den letzten Jahren bedanken. Auch möchte ich Frau Ruth Scheidegger und Herrn Dr. Hans Peter Bader von der eawag aquatic research in Dübendorf/Schweiz bedanken, die mich bei den Modellierungsarbeiten sehr intensiv unterstützt und betreut haben.

Ein sehr großer Dank geht an meine Familie, die mich immer auf meinem Weg begleitet und unterstützt hat. Ich bin sehr froh und stolz eine Familie wie Euch zu haben.

Weiterhin bedanke ich mich bei meinen Freunden Dr. Kyriakos A. Eslahian, Tyrone Adu-Baffour und Kiyan Bagheri für das sorgfältige Korrekturlesen.

Den größten Dank schulde ich meiner Frau Soha, die mich in den letzten Jahren immer unterstützt und ermutigt hat und immer für mich da war. Ihr Rückhalt und Verständnis, ihre Geduld, ihr Glauben an meine Fähigkeiten sowie ihre uneingeschränkte, liebevolle und vielseitige Unterstützung, haben meine Promotion erst möglich gemacht. Ohne sie wäre ich nie so weit gekommen. Danke!

Abstract

The basis for an ecologically sustainable development of mankind is the development and implementation of sustainable infrastructure systems by using resource efficient approaches. In recent years, urban water management topics such as reuse and the improvement of efficiency have gained increasing importance. Especially wastewater is more and more regarded as a resource instead of a waste product.

The original goals of wastewater treatment are well achieved by conventional water infrastructure systems. However, in terms of sustainability these systems have been increasingly criticized in the last years despite their improvements and optimizations. To guarantee the security and sustainability of (our) supply and disposal a change in the usage of resources as well as the development and implementation of new system solutions has to take place. Furthermore, a mid to long-term transformation of the supply and disposal systems has to be achieved.

The aim of this work is to compare 6 different water infrastructure systems in the cities of Hamburg and Qingdao (China) by using Material Flow Analysis and Multi Criteria Decision Analysis. On a domestic level, the mass flows of water, energy and nutrients are compared. In addition, potentials for recovery and recycling are identified and alternatives in the usage of resources are shown. As a secondary aspect, bio waste treatment in both cities is discussed.

The results of the Material Flow Analysis show that, potential drinking water savings of 24 % to 27 % are obtained by the introduction of alternative water infrastructure systems with circulation of water resources and reuse of service water for toilet flushing. Further use of service water yields a considerable reduction of drinking water demand and wastewater.

Regarding the energy balance, the reference system shows an improved electricity balance in Hamburg as well as in Qingdao. Furthermore, better heat balances are observed for the systems with heat recovery from waste-/greywater. Energy balances also illustrate that the use of co-substrates yields better energy and heat production.

Regarding the nutrients Phosphorus and Nitrogen it can be determined that through source separation of wastewater in the alternative water infrastructure systems reductions in the water pollution can be achieved. The output of Phosphorus is mainly arranged in the residual materials respectively in the digestate. Similar to the Phosphorus current a not-negligible amount of Nitrogen can be found in digestate. Based on the vast output of Nitrogen in the atmosphere alternative water infrastructure systems are able to reduce the unwanted emission of the greenhouse gas Nitrous Oxide and should be regarded as advancement in the right direction.

According to the energy balances in the bio waste treatment it can be inferred that both cities have a great potential in producing energy. The results of nutrient modelling showed us, that the Phosphorus and Nitrogen amounts in bio waste play a minor role compared to the water infrastructure systems.

The three assessment classes “ecology”, “technology” and “socio-culture” with overall 15 assessment criteria were evaluated for Hamburg and Qingdao by means of a utility analysis. It could be demonstrated that the “semi central” system performs better than the reference system in both cities with either equal weighting of all three criteria or a higher weighting of the categories “technology” and “socio-culture”.

Overall it is evident that the implementation of alternative water infrastructure systems by transforming the existing system in the fast growing city Qingdao is meaningful and is necessary for long-term sustainability. However, the transformation of the existing system is dependent on various fundamental decisions at a political level.

Under consideration of economical, judicial and institutional aspects, in spite of the valuation result and the advantages of alternative water infrastructures, neither in the short or medium-term is there appeal for Hamburg, for a transformation of the water structure.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	VII
Tabellenverzeichnis	XI
Abkürzungsverzeichnis.....	XIII
1 Einleitung.....	1
1.1 Hintergrund	1
1.2 Ziel der Arbeit, Hypothesen, Forschungsfragen	3
1.3 Aufbau der Arbeit	5
2 Siedlungswasserwirtschaft	6
2.1 Wasser und Sanitärversorgung.....	6
2.1.1 Die Bedeutung der Ressource Wasser	6
2.1.2 Wasservorkommen, Wasserverteilung, Wasserprobleme	7
2.2 Kurzer Überblick über die Abwasserentsorgung – Gestern, heute, morgen	9
2.3 Alternative Wasserinfrastruktursysteme	11
2.4 Stand der Wissenschaft und Technik.....	16
2.4.1 Beispielprojekte	17
2.4.2 Zentrale Ergebnisse aus den Beispielprojekten.....	28
2.4.3 Gesamtbewertung	30
2.4.4 Neuigkeitswert der Arbeit	31
3 Stoffstromanalysen	33
3.1 Nachteile von Stoffstromanalysen	34
3.2 Bilanzarten bei der Durchführung von Stoffstromanalysen	35
3.3 Mathematische Grundlagen von Stoffstromanalysen	35
3.4 Stoffstromanalysen in der Siedlungswasserwirtschaft	36
4 Bewertungsverfahren in der Siedlungswasserwirtschaft.....	38
5 Methodisches Vorgehen	42
5.1 Siedlungswasserwirtschaft in Deutschland	42
5.2 Siedlungswasserwirtschaft in China	44
5.3 Fallstudien	46
5.3.1 Hamburg	46
5.3.2 Qingdao	49
5.3.3 Charakterisierung der Fallstudien	50
5.4 Technische Systemvarianten	52
5.4.1 Methodisches Vorgehen bei der Auswahl der technischen Systemvarianten	52
5.4.2 Beschreibung der technischen Systemvarianten	55
5.5 Vorgehensweise bei der Durchführung der Stoffstromanalysen	69
5.5.1 Auswahl der Modellierungssoftware	69
5.5.2 Auswahl der Stoffströme	69

5.5.3	Festlegung der räumlichen und zeitlichen Systemgrenzen	71
5.5.4	Modellierung von Stoffströmen	72
5.5.5	Gleichungssystem	82
5.5.6	Datensammlung	84
5.5.7	Sensitivitätsanalysen	85
5.5.8	Monte-Carlo-Simulation	87
5.6	Vorgehensweise bei der Durchführung der Nutzwertanalyse	88
5.6.1	Zielfestlegung/-definition	89
5.6.2	Auswahl/Festlegung von Bewertungskriterien	89
5.6.3	Gewichtung von Bewertungskategorien/-kriterien	93
5.6.4	Bestimmung der Zielerträge	97
5.6.5	Bewertung anhand von Nutzwerten	98
6	Ergebnisse für Hamburg	99
6.1	Wassermodellierung	101
6.2	Energiemodellierung	104
6.2.1	Strombedarf für die Trinkwasserbereitstellung	106
6.2.2	Strombedarf für die Abwasserableitung	106
6.2.3	Strombedarf für die Behandlung von Abwasser, Klärschlämmen und Co-Substraten	107
6.2.4	Strombedarf für die Rückgewinnung von Wärme und Phosphor sowie Regenwasserbehandlung	108
6.2.5	Wärmebedarf für die Klärschlammbehandlung	108
6.2.6	Wärmebedarf für die Biogasaufbereitung	108
6.2.7	Transportenergie	108
6.2.8	Stromproduktion	109
6.2.9	Wärmeproduktion	110
6.2.10	Wärmerückgewinnung aus dem Ab-/Grauwasser	112
6.2.11	Zusammenfassung der Energiebilanzen	112
6.3	Nährstoffmodellierung	114
6.3.1	Phosphormodellierung	114
6.3.2	Stickstoffmodellierung	116
6.4	Bioabfallbehandlung	117
6.5	Sensitivitätsanalysen	119
6.6	Monte-Carlo-Analysen	121
6.7	Nutzwertanalyse	124
7	Ergebnisse für Qingdao	133
7.1	Wassermodellierung	133
7.2	Energiemodellierung	136
7.2.1	Strombedarf für die Trinkwasserbereitstellung	138
7.2.2	Strombedarf für die Abwasserableitung	138
7.2.3	Strombedarf für die Behandlung von Abwasser, Klärschlämmen und Co-Substraten	139
7.2.4	Strombedarf für die Rückgewinnung von Wärme und Phosphor sowie Regenwasserbehandlung	139

7.2.5	Wärmebedarf für die Klärschlammbehandlung	140
7.2.6	Transportenergie.....	140
7.2.7	Stromproduktion.....	140
7.2.8	Wärmeproduktion.....	142
7.2.9	Wärmerückgewinnung aus dem Ab-/Grauwasser	143
7.2.10	Zusammenfassung der Energiebilanzen	143
7.3	Nährstoffmodellierung	144
7.3.1	Phosphormodellierung.....	145
7.3.2	Stickstoffmodellierung	146
7.4	Bioabfallbehandlung.....	148
7.5	Sensitivitätsanalysen	149
7.6	Monte-Carlo-Analysen.....	151
7.7	Nutzwertanalyse.....	154
8	Weitergehende Ergebnisanalyse.....	158
8.1	Stoffstromanalysen.....	159
8.1.1	Wasserströme	160
8.1.2	Energieströme	161
8.1.3	Nährstoffströme.....	162
8.1.4	Bioabfallbehandlung	164
8.1.5	Übergreifende Diskussion	164
8.2	Bewertung	165
8.3	Transformation	168
8.4	Schlussfolgerungen.....	169
8.5	Übertragbarkeit der Ergebnisse.....	171
8.5.1	Handlungsbedarf.....	171
8.5.2	Stoffstromanalysen	173
8.5.3	Technische Systemvarianten.....	178
8.5.4	Nutzwertanalyse	179
8.5.5	Relevanz der Fallbeispiele für die Ableitung übertragbarer Aussagen.....	180
9	Zusammenfassung und Ausblick	183
9.1	Zusammenfassung.....	183
9.2	Ausblick.....	185
10	Literaturverzeichnis.....	187
11	Anhang	211
11.1	Parameterliste für die Stoffstromanalysen	211
11.2	Quellen für die eingesetzten Parameter (Kapitel 11.1) in den Stoffstromanalysen.....	227
11.3	Stoffstromanalysen für Hamburg	233
11.4	Stoffstromanalysen für Qingdao	283
11.5	Gewichtung der Bewertungskriterien	332

11.6	Zielertragsbestimmung für die ökologischen Bewertungskriterien	335
11.6.1	Hamburg.....	335
11.6.2	Qingdao	336
11.7	Ergebnisse der Nutzwertanalyse mit Priorisierung bzw. höherer Gewichtung einzelner Bewertungskategorien für Hamburg	337
11.8	Ergebnisse der Nutzwertanalyse mit Priorisierung bzw. höherer Gewichtung einzelner Bewertungskategorien für Qingdao	340

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Wasserverteilung auf der Erde (Gleick 1993)	7
Abbildung 12: Bilanzierungsbeispiel bei einer Stoffstromanalyse (Baccini/Bader 1996)	36
Abbildung 2: Bioabfallbehandlung	54
Abbildung 3: Systemvariante I: Konventionelles System (Konv) in Hamburg.....	56
Abbildung 4: Systemvariante I: Konventionelles System (Konv) in Qingdao	57
Abbildung 5: Systemvariante II: Konventionell-optimiertes System (Konv-opt) in Hamburg.....	59
Abbildung 6: Systemvariante II: Konventionell-optimiertes System (Konv-opt) in Qingdao	59
Abbildung 7: Systemvariante III: KonvGrau in Hamburg	61
Abbildung 8: Systemvariante III: KonvGrau in Qingdao.....	61
Abbildung 9: Systemvariante IV: Hamburger Water Cycle (HWC)	63
Abbildung 10: Systemvariante V: Semizentral	64
Abbildung 11: Systemvariante VI: Trockensystem	65
Abbildung 13: Trinkwasserverwendung im Haushalt 2014.	74
Abbildung 14: Einzelne Schritte bei der Durchführung der Nutzwertanalyse	88
Abbildung 15: Zentrale Ergebnisse der Wasserbilanzen für die technischen Systemvarianten in Hamburg	101
Abbildung 16: Zentrale Ergebnisse der Energiebilanzen für die technischen Systemvarianten in Hamburg	105
Abbildung 17: Zentrale Ergebnisse der Energiebilanzen für die technischen Systemvarianten in Hamburg pro Einwohner und Jahr	105
Abbildung 18: Deckung des Strombedarfs für die Abwasser-, Klärschlamm- und Co-Substratbehandlung in den technischen Systemvarianten in Hamburg im Jahresdurchschnitt	110
Abbildung 19: Wärmeüberschuss bzw. Wärmedefizit für die Klärschlamm- und Co-Substratbehandlung in den technischen Systemvarianten in Hamburg im Jahresdurchschnitt	111
Abbildung 20: Phosphoroutputs für die technischen Systemvarianten in Hamburg	115
Abbildung 21: Stickstoffoutputs für die technischen Systemvarianten in Hamburg	117
Abbildung 22: Strom- und Wärmebilanzen für die Bioabfallbehandlung in Hamburg	118
Abbildung 23: Monte-Carlo-Simulation für die TW-Bereitstellung und den BW-Überschuss in Hamburg	122
Abbildung 24: Monte-Carlo-Simulation für die Strombilanz in Hamburg	123
Abbildung 25: Zentrale Ergebnisse der Wasserbilanzen für die technischen Systemvarianten in Qingdao.....	133
Abbildung 26: Zentrale Ergebnisse der Energiebilanzen für die technischen Systemvarianten in Qingdao	137
Abbildung 27: Zentrale Ergebnisse der Energiebilanzen für die technischen Systemvarianten in Qingdao pro Einwohner und Jahr	137
Abbildung 28: Deckung des Strombedarfs für die Abwasser-, Klärschlamm- und Co-Substratbehandlung in den technischen Systemvarianten in Qingdao im Jahresdurchschnitt	141
Abbildung 29: Wärmeüberschuss bzw. Wärmedefizit für die Klärschlamm- und Co-Substratbehandlung in den technischen Systemvarianten in Qingdao im Jahresdurchschnitt	142
Abbildung 30: Phosphoroutputs für die technischen Systemvarianten in Qingdao.....	146
Abbildung 31: Stickstoffoutputs für die technischen Systemvarianten in Qingdao	147
Abbildung 32: Strom- und Wärmebilanzen für die Bioabfallbehandlung in Qingdao	149
Abbildung 33: Monte-Carlo-Simulation für die TW-Bereitstellung und den BW-Überschuss in Qingdao.....	153
Abbildung 34: Monte-Carlo-Simulation für die Strombilanzen in Qingdao.....	153
Abbildung 35: Ausgewählte derzeitige und künftige Megastädte 2015 - 2030 (United Nations 2015b; Allianz SE 2015)	172
Abbildung 36: Wasserbilanzen (m^3/a) für das konventionelle System (Konv) in Hamburg.....	234

Abbildung 37: Wasserbilanzen (m^3/a) für das konventionell-optimierte System (Konv-opt) in Hamburg.....	236
Abbildung 38: Wasserbilanzen (m^3/a) für das System KonvGrau in Hamburg	238
Abbildung 39: Wasserbilanzen (m^3/a) für das System HWC in Hamburg.....	240
Abbildung 40: Wasserbilanzen (m^3/a) für das System Semizentral in Hamburg	242
Abbildung 41: Wasserbilanzen (m^3/a) für das Trockensystem in Hamburg	244
Abbildung 42: Energiebilanzen (MWh/a) für das konventionelle System (Konv) in Hamburg	246
Abbildung 43: Energiebilanzen (MWh/a) für das konventionell-optimierte System (Konv-opt) in Hamburg.....	248
Abbildung 44: Energiebilanzen (MWh/a) für das System KonvGrau in Hamburg	250
Abbildung 45: Energiebilanzen (MWh/a) für das System HWC in Hamburg	252
Abbildung 46: Energiebilanzen (MWh/a) für das System Semizentral in Hamburg	254
Abbildung 47: Energiebilanzen (MWh/a) für das Trockensystem in Hamburg	256
Abbildung 48: Phosphorbilanzen (t/a) für das konventionelle System (Konv) in Hamburg	258
Abbildung 49: Stickstoffbilanzen (t/a) für das konventionelle System (Konv) in Hamburg.....	260
Abbildung 50: Phosphorbilanzen (t/a) für das konventionell-optimierte System (Konv-opt) in Hamburg	262
Abbildung 51: Stickstoffbilanzen (t/a) für das konventionell-optimierte System (Konv-opt) in Hamburg.....	264
Abbildung 52: Phosphorbilanzen (t/a) für das System KonvGrau in Hamburg.....	266
Abbildung 53: Stickstoffbilanzen (t/a) für das System KonvGrau in Hamburg	268
Abbildung 54: Phosphorbilanzen (t/a) für das System HWC in Hamburg	270
Abbildung 55: Stickstoffbilanzen (t/a) für das System HWC in Hamburg	272
Abbildung 56: Phosphorbilanzen (t/a) für das System Semizentral in Hamburg.....	274
Abbildung 57: Stickstoffbilanzen (t/a) für das System Semizentral in Hamburg	276
Abbildung 58: Phosphorbilanzen (t/a) für das Trockensystem in Hamburg.....	278
Abbildung 59: Stickstoffbilanzen (t/a) für das Trockensystem in Hamburg	280
Abbildung 60: Wasserbilanzen (m^3/a) für das konventionelle System (Konv) in Qingdao	284
Abbildung 61: Wasserbilanzen (m^3/a) für das konventionell-optimierte System (Konv-opt) in Qingdao	286
Abbildung 62: Wasserbilanzen (m^3/a) für das System KonvGrau in Qingdao	288
Abbildung 63: Wasserbilanzen (m^3/a) für das System HWC in Qingdao	290
Abbildung 64: Wasserbilanzen (m^3/a) für das System Semizentral in Qingdao	292
Abbildung 65: Wasserbilanzen (m^3/a) für das Trockensystem in Qingdao	294
Abbildung 66: Energiebilanzen (MWh/a) für das konventionelle System (Konv) in Qingdao	296
Abbildung 67: Energiebilanzen (MWh/a) für das konventionell-optimierte System (Konv-opt) in Qingdao	298
Abbildung 68: Energiebilanzen (MWh/a) für das System KonvGrau in Qingdao.....	300
Abbildung 69: Energiebilanzen (MWh/a) für das System HWC in Qingdao	302
Abbildung 70: Energiebilanzen (MWh/a) für das System Semizentral in Qingdao.....	304
Abbildung 71: Energiebilanzen (MWh/a) für das Trockensystem in Qingdao.....	306
Abbildung 72: Phosphorbilanzen (t/a) für das konventionelle System (Konv) in Qingdao.....	308
Abbildung 73: Stickstoffbilanzen (t/a) für das konventionelle System (Konv) in Qingdao	310
Abbildung 74: Phosphorbilanzen (t/a) für das konventionell-optimierte System (Konv-opt) in Qingdao.....	312
Abbildung 75: Stickstoffbilanzen (t/a) für das konventionell-optimierte System (Konv-opt) in Qingdao	314
Abbildung 76: Phosphorbilanzen (t/a) für das System KonvGrau in Qingdao	316
Abbildung 77: Stickstoffbilanzen (t/a) für das System KonvGrau in Qingdao	318
Abbildung 78: Phosphorbilanzen (t/a) für das System HWC in Qingdao.....	320
Abbildung 79: Stickstoffbilanzen (t/a) für das System HWC in Qingdao	322
Abbildung 80: Phosphorbilanzen (t/a) für das System Semizentral in Qingdao	324

Abbildung 81: Stickstoffbilanzen (t/a) für das System Semizentral in Qingdao	326
Abbildung 82: Phosphorbilanzen (t/a) für das Trockensystem in Qingdao	328
Abbildung 83: Stickstoffbilanzen (t/a) für das Trockensystem in Qingdao.....	330

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Stand der Wissenschaft und Technik –Gegenüberstellung der vorgestellten Projekte	28
Tabelle 2: Charakterisierung der Fallstudien	51
Tabelle 3: Übersicht zu den Systemvarianten	67
Tabelle 4: Input- und Output-Ströme in der Wassermodellierung.....	75
Tabelle 5: Input- und Output-Ströme in der Energiemodellierung	79
Tabelle 6: Input- und Output-Ströme in der Nährstoffmodellierung	80
Tabelle 7: Sensitive Parameter in der Stoffstrommodellierung	87
Tabelle 8: Bewertungskategorien und -kriterien.....	90
Tabelle 9: Gleichgewichtung der Bewertungskategorien: Paarweiser Vergleich	95
Tabelle 10: Höhere Gewichtung der Bewertungskategorie Ökologie: Paarweiser Vergleich.....	95
Tabelle 11: Höhere Gewichtung der Bewertungskategorie Technik: Paarweiser Vergleich	96
Tabelle 12: Höhere Gewichtung der Bewertungskategorie Soziokulturelles: Paarweiser Vergleich.....	96
Tabelle 13: Bewertungsskala zur Bestimmung der Zielerträge	97
Tabelle 14: Bestimmung der Zielerträge für die technischen Systemvarianten —Strombilanzen für Hamburg.....	97
Tabelle 15: Parameter für die Berechnung des Trinkwasserbedarfs der Systemvariante „Konv“ in Hamburg	100
Tabelle 16: Zentrale Ergebnisse der Wasserbilanzen pro Einwohner – Tabellarische Zusammenstellung	104
Tabelle 17: Zentrale Ergebnisse der Energiebilanzen pro Einwohner – Tabellarische Zusammenstellung	113
Tabelle 18: Zentrale Ergebnisse der Phosphoroutputs pro Einwohner – Tabellarische Zusammenstellung.....	115
Tabelle 19: Zentrale Ergebnisse der Stickstoffoutputs pro Einwohner – Tabellarische Zusammenstellung	117
Tabelle 20: Nutzwertanalyse mit Gleichgewichtung der Bewertungskategorien für Hamburg	125
Tabelle 21: Zusammenfassung der Bewertung und Rangliste der Alternativen nach verschiedenen Gewichtungen für Hamburg	132
Tabelle 22: Zentrale Ergebnisse der Wasserbilanzen pro Einwohner – Tabellarische Zusammenstellung	136
Tabelle 23: Zentrale Ergebnisse der Energiebilanzen pro Einwohner – Tabellarische Zusammenstellung	144
Tabelle 24: Zentrale Ergebnisse der Phosphoroutputs pro Einwohner – Tabellarische Zusammenstellung.....	146
Tabelle 25: Zentrale Ergebnisse der Stickstoffoutputs pro Einwohner – Tabellarische Zusammenstellung	148
Tabelle 26: Nutzwertanalyse mit Gleichgewichtung der Bewertungskategorien für Qingdao.....	156
Tabelle 27: Zusammenfassung der Bewertung und Rangliste der Alternativen nach verschiedenen Gewichtungen für Qingdao	157
Tabelle 28: Überblick über die in der Stoffstrommodellierung eingesetzten Parameter in Hamburg und Qingdao.....	212
Tabelle 29: Gewichtung der Bewertungskriterien in der Bewertungskategorie Ökologie – Paarweiser Vergleich.....	332
Tabelle 30: Gewichtung der Bewertungskriterien in der Kategorie Technik – Paarweiser Vergleich.....	333
Tabelle 31: Gewichtung der Bewertungskriterien in der Bewertungskategorie Soziokulturelles – Paarweiser Vergleich.....	334
Tabelle 32: Bestimmung der Zielerträge für die technischen Systemvarianten —Strombilanzen	335
Tabelle 33: Bestimmung der Zielerträge für die technischen Systemvarianten —Wärmebilanzen	335
Tabelle 34: Bestimmung der Zielerträge für die technischen Systemvarianten —Gewässerschutz	335
Tabelle 35: Bestimmung der Zielerträge für die technischen Systemvarianten — P-Rückgewinnung.....	335
Tabelle 36: Bestimmung der Zielerträge für die technischen Systemvarianten —Strombilanzen	336
Tabelle 37: Bestimmung der Zielerträge für die technischen Systemvarianten —Wärmebilanzen	336
Tabelle 38: Bestimmung der Zielerträge für die technischen Systemvarianten —Gewässerschutz	336
Tabelle 39: Bestimmung der Zielerträge für die technischen Systemvarianten — P-Rückgewinnung.....	336
Tabelle 40: Nutzwertanalyse mit Priorisierung der Bewertungskategorie „Ökologie“ für Hamburg	337

Tabelle 41: Nutzwertanalyse mit Priorisierung der Bewertungskategorie „Technik“ für Hamburg	338
Tabelle 42: Nutzwertanalyse mit Priorisierung der Bewertungskategorie „Soziokulturelles“ für Hamburg	339
Tabelle 43: Nutzwertanalyse mit Priorisierung der Bewertungskategorie „Ökologie“ für Qingdao	340
Tabelle 44: Nutzwertanalyse mit Priorisierung der Bewertungskategorie „Technik“ für Qingdao	341
Tabelle 45: Nutzwertanalyse mit Priorisierung der Bewertungskategorie „Soziokulturelles“ für Qingdao	342

Abkürzungsverzeichnis

a	Jahr
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BW	Brauchwasser
CH ₄	Methan
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
CSTR	Continuously Stirred Tank Reactor
d	Tag
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
E	Einwohner
GW	Grauwasser
GWh	Gigawattstunde
ha	Hektar
HH	Hamburg
HWC	Hamburg Water Cycle
K	Kelvin
KA	Kläranlage
km	Kilometer
Konv	Konventionell
KonvGrau	Name einer technischen Systemvariante, in der die Ableitung und Behandlung des Grauwassers separat vom Schwarzwasser, das konventionell behandelt wird, erfolgt.
Konv-opt	Konventionell-optimiertes System
KREIS	Forschungsprojekt „KREIS – Kopplung von regenerativer Energiegewinnung mit innovativer Stadtentwässerung“
kWh	Kilowattstunde
l	Liter
LKW	Lastkraftwagen
MBR	Membranbelebungsreaktor
Mio	Millionen
MS	Mischkanalisation
N	Stickstoff
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
oTR	organischer Trockenrückstandsgehalt
P	Phosphor

Pa	Parameter
Q	Qingdao
Q _{GW}	Grauwassermenge
RW	Regenwasser bzw. Niederschlagswasser
SANIRESCH	Nachhaltiges Sanitär-Recycling Eschborn
SW	Schwarzwasser
t	Tonne
T	Temperatur
TR	Trockenrückstandsgehalt
TS	Trennkanalisation
TW	Trinkwasser
TWh	Terawattstunde
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UV	Ultraviolettstrahlung
V	Variable
v. Chr.	vor Christus
W	Wärmenutzungspotenzial
WRG	Wärmerückgewinnung
WV	Wärmeverluste

1 Einleitung

Die Versorgung mit Wasser, Energie und Nährstoffen gehört ebenso zu den Grundvoraussetzungen für eine nachhaltige und sichere Entwicklung der Menschheit wie die Entsorgung von Abwasser und Abfall. Ohne Versorgungs- und Entsorgungsinfrastruktursysteme wäre das Leben in der heutigen Form nicht möglich. Zur Sicherstellung einer nachhaltigen Entwicklung in Verbindung mit Versorgungs- und Entsorgungssicherheit sollte ein Optimum hinsichtlich Ressourcenschonung und Nutzungseffizienz erreicht werden.

Mit der vorliegenden Arbeit wird versucht, Rückgewinnungs- und Wiederverwertungspotenziale für verschiedene häusliche Wasserinfrastruktursysteme in Städten zu identifizieren. Darüber hinaus wird das Thema „Bioabfallbehandlung“ behandelt.

In diesem Kapitel folgt auf einige Hintergrundinformationen die Vorstellung der Ziele, Hypothesen und Forschungsfragen sowie des Aufbaus der Arbeit.

1.1 Hintergrund

Die Menschheit lebt in einer Welt im stetigen Wandel, gesteuert von vielen interagierenden Faktoren und ist global mit grundlegenden ökologischen, ökonomischen und sozialen Veränderungen konfrontiert.

Während in Europa Handlungsansätze zum Umgang mit dem demographischen Wandel und dem Rückgang der Bevölkerungszahlen entwickelt werden, steigen die Bevölkerungszahlen insbesondere in den Städten der Entwicklungs- und Schwellenländer rasant¹ (United Nations 2015a). Nach Schätzungen der Vereinten Nationen wird die Zahl der Weltbevölkerung von heute 7,3 Milliarden Menschen im Jahr 2050 auf 9,7 Milliarden Menschen und bis zum Jahr 2100 auf über 11 Milliarden Menschen steigen (United Nations 2015a).

Der rasante Anstieg der Weltbevölkerung, der demographische Wandel, die stark zunehmende Verstädterung und die Entwicklung der Weltwirtschaft führen zu Beginn des 21. Jahrhunderts weiterhin zu einem enormen Anstieg des Energie- und Rohstoffbedarfs (Jung et al. 2008). Aufgrund des weltweit erhöhten Rohstoff- und Energiebedarfs (Jung et al. 2008), der ansteigenden Nahrungsmittelproduktion² (Teutsch/Krüger 2011), des zunehmenden Materialismus (Wohlstand, höherer Lebensstandard), der Endlichkeit der fossilen Ressourcen sowie der international steigenden Rohstoffpreise und der

¹ Laut United Nations 2014 steigt der Anteil der Menschen in den Städten weltweit von momentan 54% (2014) im Jahr 2050 auf voraussichtlich 66%. In Asien und Afrika steigt der Anteil der Stadtbevölkerung nach United Nations 2014 von im Jahr 2014 48% bzw. 40% im Jahr 2050 auf voraussichtlich 64% bzw. 56%.

² Nach Teutsch/Krüger 2011 wird Wasser einer der wichtigsten limitierenden Faktoren bei der zukünftigen Nahrungsmittelproduktion sein, die bis zum Jahr 2050 für die globale Ernährungssicherung gegenüber dem heutigen Stand um etwa 70% anwachsen muss. Dabei spielen veränderte Nahrungsgewohnheiten bzw. verändertes Konsumverhalten eine große Rolle. Der Konsum von Milchprodukten und Fleisch hat weltweit enorm zugenommen (WWAP 2012). Nach Hoekstra/Chapagain 2008 benötigt beispielsweise die Herstellung von 1 kg Reis 2.500 Liter Wasser während für 1 kg Rindfleisch 15.000 Liter Wasser benötigt werden.

resultierenden Verteilungskonflikte, ist die Schonung der natürlichen Ressourcen von zentraler Bedeutung (WWAP 2012). Die Auswirkungen des globalen Klimawandels³ und der zunehmenden Umweltzerstörungen⁴ bedingen den sparsamen Umgang mit Ressourcen, auch um die nachhaltige Entwicklung der Menschheit sicherzustellen (WWAP 2012).

Die Veränderung der Ressourcennutzung, der Einsatz erneuerbarer Energien sowie der mittel- bis langfristige Umbau der Versorgungs- und Entsorgungssysteme sind daher zur Sicherstellung einer nachhaltigen Versorgung und Entsorgung notwendig. Sie gehören zu den zentralen wirtschaftlichen und umweltpolitischen Herausforderungen in den nächsten Jahren und Jahrzehnten (Antholz et al. 2010; Brooks et al. 2009; Hiessl et al. 2003).

Wasser, die wichtigste Ressource für das Leben auf der Erde (BMZ 2006b) und somit für eine nachhaltige Entwicklung der Menschheit stellt mit ca. 80% den mengenmäßig wichtigsten Input in Privathaushalten (Baccini et al. 1993). Das häusliche Abwasser birgt daher ein bisher noch weitgehend ungenutztes Potenzial an stofflichen Ressourcen und Energie (Michel 2011). Weltweit gelangen jedoch ca. 80% der städtischen Abwässer – in den Entwicklungsländern sind es bis zu 90% – unbehandelt und mit katastrophalen Folgen in Seen, Flüsse und Meere (WWAP 2012).

Die Siedlungswasserwirtschaft kann und sollte deshalb mittel- bis langfristig neben der Entwicklung und Umsetzung von effizienten Wassermanagementsystemen mit entsprechenden Finanzierungsstrukturen und der Bildung von Institutionen und Organisationen (Governancestrukturen) zur besseren regionalen, nationalen sowie internationalen Zusammenarbeit im (Ab-)Wassersektor, durch den Einsatz von nachhaltigen Systemlösungen bzw. alternativen Wasserinfrastruktursystemen die bestehenden Systeme anpassen/modernisieren und somit einen Beitrag zur Ressourcenschonung/-effizienz, zum Umweltschutz und zur Verhinderung einer weltweiten Wasserkrise leisten.

³ Häufigere Naturkatastrophen, zunehmende Wetterextreme, Dürren und überflutete Küstengebiete, Verschiebung von Sommer- zu Winterniederschlägen, Artensterben etc.

⁴ Nach (WWAP 2012) haben 90% der weltweiten Naturkatastrophen mit Wasser zu tun. Im Jahr 2010 gab es 296.800 Todesopfer von 373 Katastrophen. Bis zum Jahr 2050 werden wahrscheinlich ca. 208 Millionen Menschen regelmäßig von Hochwasser bedroht sein.

1.2 Ziel der Arbeit, Hypothesen, Forschungsfragen

Das Ziel dieser Arbeit ist, mithilfe von Stoffstrom- und Nutzwertanalysen verschiedene technische Wasserinfrastruktursysteme in den Städten Hamburg und Qingdao (China) auf häuslicher Ebene bzw. auf Siedlungsebene miteinander zu vergleichen. Daraus resultierend sollen Rückgewinnungs- und Wiederverwertungspotenziale sowie die nachhaltigste Alternative identifiziert werden.

Der Fokus der Arbeit wird bewusst auf die Siedlungsebene bzw. Haushalte beschränkt, Abwässer aus Industrie und Großgewerbe sind in dieser Arbeit nicht berücksichtigt. Damit soll eine Übertragbarkeit der Ergebnisse dieser Arbeit auf andere Städte ermöglicht werden. Der Einfluss industrieller Abwässer ist sehr stark abhängig von den örtlichen Gegebenheiten und kann sich von Stadt zu Stadt immens unterscheiden. Aus demselben Grund werden Besonderheiten in der Abwasserinfrastruktur einzelner Städte, beispielsweise Abwasserimporte und -exporte von und nach Nachbargemeinden/-städten ebenfalls nicht berücksichtigt.

(Remy/Ruhland 2006) haben in einer Ökobilanz gezeigt, dass die negativen Umweltwirkungen während der Bauphase bei Infrastruktursystemen im Vergleich zur Betriebsphase aus ökologischer Sicht eine untergeordnete Rolle spielen. Demnach ist der Energiebedarf beim Bau von alternativen Wasserinfrastruktursystemen aufgrund der Stoffstromtrennung und des dadurch entstehenden Mehraufwands höher als bei konventionellen Systemen (Remy/Ruhland 2006). Die Umweltwirkungen der Bauphase betragen jedoch nur 1,5% bis 4% der gesamten Umweltwirkungen (Remy/Ruhland 2006). Auch aufgrund der langen Betriebsphase von Infrastruktursystemen (meist über 50 Jahre) liegt der Fokus der Untersuchungen in dieser Arbeit unter Vernachlässigung der Bauphase ausschließlich auf der Analyse und Erfassung der relevanten Stoff- und Energieströme während der Betriebsphase.

Neben der Betrachtung der verschiedenen technischen Systemvarianten der Wasserinfrastruktur wird auch die Behandlung von Bioabfällen für beide Städte diskutiert.

Bisher durchgeführte Arbeiten behandeln in diesem Kontext entweder Ökobilanzen und konzentrieren sich auf ökologische Aspekte, beschäftigen sich nur mit Stoffstromanalysen oder qualitativen Bewertungen. Die vorliegende Arbeit führt zu einer Weiterentwicklung des aktuellen Forschungsstands, indem eine Kombination aus Bilanzierung/Stoffstromanalyse und multikriterieller Bewertung von verschiedenen Wasserinfrastruktursystemen auf Gesamtstadtebene für zwei verschiedene Städte aus je einem Industrie- und einem Schwellenland vorgestellt wird. Der Schwerpunkt liegt dabei auf den Stoffstromanalysen und die Bewertung wird zur Vollständigkeit der Arbeit durchgeführt, um einen möglichen Weg zur Bewertung von Wasserinfrastruktursystemen darzustellen.

Im Folgenden werden die Hypothesen und Forschungsfragen für die vorliegende Arbeit vorgestellt.

Hypothesen

1. Alternative Wasserinfrastruktursysteme tragen einen höheren Beitrag zur Ressourcenschonung/-effizienz bei als die bestehenden (konventionellen) Wasserinfrastruktursysteme.
2. Die Motive für die Transformation von Wasserinfrastruktursystemen sind regional sehr unterschiedlich. In Qingdao steht der effiziente Umgang mit der Ressource Wasser aufgrund der bestehenden „Wasserprobleme“ im Vordergrund. Hamburg hat keine schwerwiegenden Probleme bei der Wasserversorgung und Abwasserentsorgung. Hier hat der ressourcenschonende Umgang mit Energie und Nährstoffen aufgrund der großen Abhängigkeit von Importen einen höheren Stellenwert.
3. Stoffstromanalysen in Kombination mit multikriteriellen Bewertungsverfahren können zur Entscheidungsfindung bei der Auswahl von effizienten Wasserinfrastruktursystemen beitragen.

Forschungsfragen

1. Inwiefern können die in dieser Arbeit zu untersuchenden alternativen technischen Systemvarianten bei einer Transformation der Wasserinfrastruktur einen Beitrag zur Steigerung von Ressourcenschonung/-effizienz leisten?
2. Kann mithilfe der Stoffstromanalyse in Kombination mit einer Bewertung auf Stadtebene jeweils eine alternative technische Systemvariante der Wasserinfrastruktur bzw. mehrere Alternativen identifiziert werden, die im Vergleich zu den bestehenden Systemvarianten besser abschneiden („nachhaltigste“ Systemvariante)?
3. Bringt die Transformation von konventionellen Wasserinfrastruktursystemen in den genannten Städten hinsichtlich Ressourcenschonung/-effizienz aber auch aus einer ganzheitlichen Betrachtung einen Mehrwert?

1.3 Aufbau der Arbeit

In Kapitel 2 wird ein allgemeiner Überblick über das Thema Siedlungswasserwirtschaft gegeben. Dabei wird auf die Bedeutung der Ressource Wasser eingegangen sowie die Themen Wasservorkommen, Wasserverteilung und Wasserprobleme angesprochen. Darüber hinaus werden in diesem Kapitel ein kurzer Überblick zum Thema Abwasserentsorgung/-behandlung gegeben und alternative Wasserinfrastruktursysteme behandelt. Anschließend werden der aktuelle Stand von Wissenschaft und Technik sowie der Neuigkeitswert der vorliegenden Arbeit vorgestellt.

Kapitel 3 und 4 geben einen kurzen Überblick zu den angewandten Untersuchungsmethoden in dieser Arbeit. Kapitel 3 gibt einen allgemeinen Überblick zum Thema Stoffstromanalysen und zu Stoffstromanalysen in der Siedlungswasserwirtschaft. In Kapitel 4 wird ein allgemeiner Überblick zu Bewertungsverfahren in der Siedlungswasserwirtschaft und der angewandten Bewertungsmethode „Nutzwertanalyse“ gegeben.

Kapitel 5 beschäftigt sich mit der Siedlungswasserwirtschaft in Deutschland und China, den jeweiligen Fallstudien, den technischen Systemvarianten und der Vorgehensweise bei der Durchführung der Untersuchungen in dieser Arbeit. Zunächst wird ein kurzer Überblick zur Siedlungswasserwirtschaft in Deutschland und China gegeben und die Fallstudien bzw. die Städte Hamburg und Qingdao werden kurz vorgestellt. Anschließend werden das methodische Vorgehen und die grundlegenden Überlegungen bei der Auswahl von verschiedenen Wasserinfrastruktursystemen (und Bioabfallbehandlung) erläutert und die verschiedenen betrachteten technischen Systemvarianten beschrieben. Danach werden die einzelnen Schritte bzw. die Vorgehensweise bei der Durchführung der Stoffstromanalysen vorgestellt. Anschließend wird die Vorgehensweise bei der Durchführung der Nutzwertanalyse vorgestellt.

In Kapitel 6 und 7 werden die zentralen Ergebnisse der Arbeit für die Städte Hamburg und Qingdao vorgestellt, analysiert und interpretiert. Kapitel 8 beinhaltet eine weitergehende Ergebnisanalyse zu den Stoffstrom- und Nutzwertanalysen, Schlussfolgerungen sowie Überlegungen zur Übertragbarkeit der Ergebnisse mit einer Erörterung der Praxisrelevanz benannter Untersuchungen.

In Kapitel 9 folgt eine Zusammenfassung der Arbeit und es wird ein Ausblick gegeben bzw. der weitere Forschungsbedarf dargestellt.

Kapitel 10 besteht aus dem Literaturverzeichnis. In Kapitel 11 sind die eingesetzten Parameter für die Durchführung der Stoffstromanalysen sowie einige Details und Ergebnisse zu den Bewertungen (Nutzwertanalysen) in dieser Arbeit als Anhang zu sehen.

2 Siedlungswasserwirtschaft

Der primäre Aufgabenbereich der Siedlungswasserwirtschaft besteht in der Bereitstellung von Trinkwasser in ausreichender Menge und Qualität sowie in der Ableitung und Behandlung von Abwässern, um sie schließlich in einer ökologisch verträglichen Form in die Umwelt zurückzuführen. Die Grundanforderungen an die Siedlungswasserwirtschaft können nach (Gujer 1999) wie folgt zusammengefasst werden:

- Gesundheitsvorsorge bzw. Verhinderung von Krankheiten,
- Ressourcenschonung durch effiziente Wassernutzung,
- Schutz von Gewässern durch Verhinderung des Eintrags von Schad- und Nährstoffen,
- Schutz von Böden und des Grundwassers.

Haushalte spielen als Endverbraucher bei der Umweltbelastung eine große Rolle, welche zumeist unterschätzt wird. Sie können jedoch über ihr direktes Handeln große Beiträge leisten, etwa zur Wassereinsparung und somit zum Umwelt- und Ressourcenschutz (Gujer 1999).

2.1 Wasser und Sanitärversorgung

In diesem Unterkapitel wird zunächst auf die Bedeutung der Ressource Wasser eingegangen. Danach werden die Themen Wasservorkommen, Wasserverteilung und Wasserprobleme behandelt.

2.1.1 Die Bedeutung der Ressource Wasser

Wasser ist die für das Leben auf der Erde wichtigste Ressource, unverzichtbar und von zentraler Bedeutung für die nachhaltige Entwicklung der Menschheit (BMZ 2006b). Es gehört zu den essenziellen Grundbedürfnissen des Menschen und entscheidet in vielen Fällen über Leben und Tod, spielt(e) eine große Rolle in vielen Religionen und Kulturen. Der Einsatzbereich des Wassers ist sehr vielfältig über alle essentiellen Lebensbereiche verteilt, wie im Haushalt, in der Industrie und in der Landwirtschaft. Es dient u.a. als Lebensmittel, als Lebensraum für Pflanzen und Tiere, als Transportmedium, zur Reinigung und Hygiene, zur Erholung, zur Bewässerung, zur Kühlung und Energiegewinnung. Auf der anderen Seite ist Wasser auch ein Transportmittel für zahlreiche pathogene Keime (Viren, Bakterien, Mikroorganismen etc.), welche die Ursache für viele Krankheiten sind. Mangelhafte Wasserversorgungs- und Abwasserentsorgungssysteme können deswegen die Ursache von Krankheiten und Epidemien sein und eine ernsthafte Bedrohung für die Menschheit darstellen. Wasser ist somit ökologisch, ökonomisch und sozial die Schlüsselressource, die intelligent genutzt und nachhaltig geschützt werden muss (WWAP 2012; BMZ 2008, 2006a; WWAP 2003).

„Sauberes Wasser und Sanitärversorgung können die menschliche Entwicklung entscheidend voranbringen oder scheitern lassen. Sie sind grundlegend für das, was Menschen tun und werden können – für ihre Fähigkeiten. Der Zugang zu Wasser ist nicht nur ein grundlegendes Menschenrecht und an sich ein wichtiger Indikator für menschlichen Fortschritt. Er verleiht auch anderen Menschenrechten Gehalt und ist eine Voraussetzung dafür, weitergehende Ziele menschlicher Entwicklung zu erreichen“ (DGVN 2006).

2.1.2 Wasservorkommen, Wasserverteilung, Wasserprobleme

Mit ca. 71% bedeckt Wasser den größten Teil der Erdoberfläche (Quaschnig 2015; bpb 2010). Die gesamte Wassermenge auf der Erde wird auf 1,4 Milliarden km³ geschätzt (DVGW 2016), (Quaschnig 2015; bpb 2010). Rund 97% des vorhandenen Wassers kommt als ungenießbares Salzwasser und nur ca. 3% davon als Süßwasser vor (Quaschnig 2015; bpb 2010). Mehr als 2/3 des Süßwassers ist als Eis in den Polen und Gletschern gebunden (größtenteils in Grönland und der Antarktis) (Quaschnig 2015; bpb 2010). Die verbleibende Wassermenge entfällt auf Grundwasser, oberirdische Gewässer und Wasser in der Atmosphäre, wobei das Grundwasser die größte Menge davon ausmacht (Quaschnig 2015; bpb 2010). Von der gesamten vorhandenen Süßwassermenge weltweit sind nur ca. 0,3% für Menschen leicht zugänglich (überwiegend in Flüssen und Seen) (Gleick 1993). Abbildung 1 stellt eine Übersicht der Wasserverteilung auf dem blauen Planeten Erde dar.

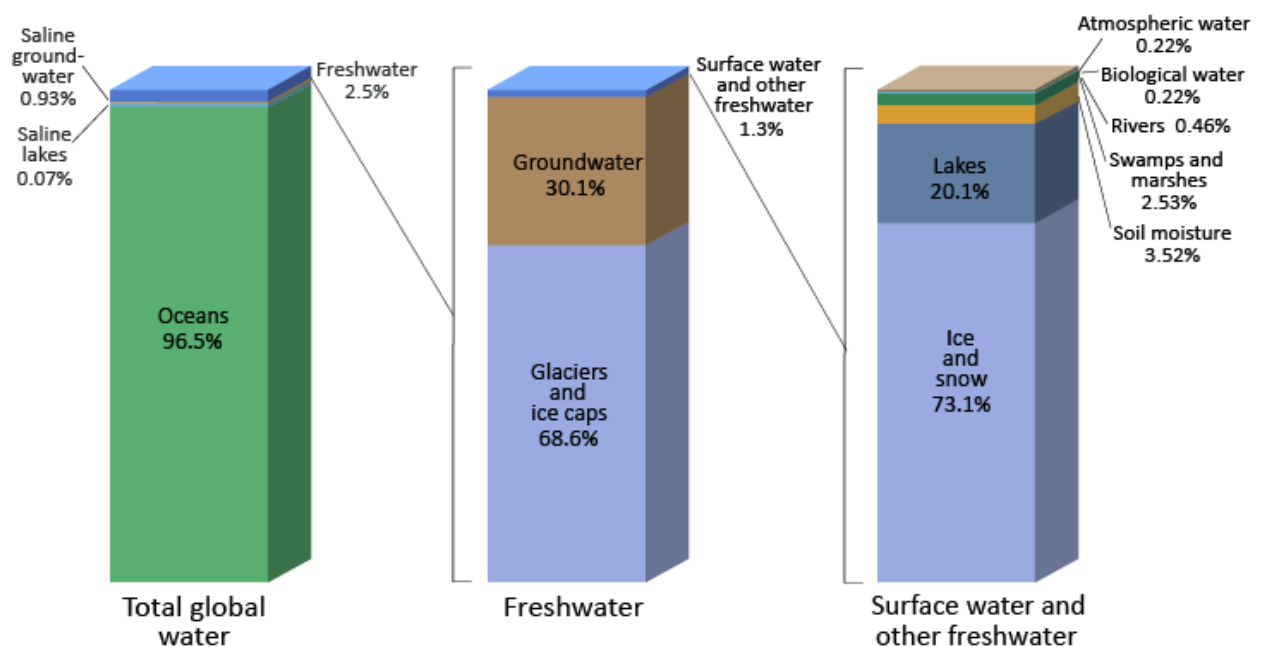


Abbildung 1: Wasserverteilung auf der Erde (Gleick 1993)

Nichtsdestotrotz ist die vorhandene Süßwassermenge auf der Erde mehr als ausreichend, um die Versorgung aller Menschen in absehbarer Zeit sicherzustellen. Somit gibt es kein Problem des

Wassermangels sondern des Zugangs zum Wasser und so ist Wasser heute schon in vielen Regionen der Welt ein knappes und kostbares Gut (WWAP 2012; UNICEF 2012b).

Im Jahr 2000 waren 30 Länder von absoluter Wasserarmut betroffen, bis zum Jahr 2025 könnten acht weitere Länder hinzukommen (UNICEF 2012b). Heute stehen etwa einem Fünftel der Weltbevölkerung weniger als drei Liter Wasser pro Tag zum Leben zur Verfügung (WWAP 2012). Nach Meinung der Experten wird im Jahr 2050 die Bevölkerung von 60 Ländern mit Wasserknappheit und ihren bedrohlichen Folgen konfrontiert sein (Weltweit leben heute 40% der Menschen in Wasserknappheit) (WWAP 2003). Besonders problematisch sind dann die Regionen, in welchen wenig Trinkwasser auf ein starkes Bevölkerungswachstum trifft.

Die ungleiche Verteilung der Wasservorkommen und der ungleichmäßige Zugang der Menschen zum Wasser, sowohl räumlich/geographisch⁵ als auch zeitlich/saisonal (BMZ 2008, 2006a), verursachen zunehmend das Entfachen von Verteilungskonflikten⁶ (WWAP 2012). Als Ursachen gelten hauptsächlich die Intensivierung der Landwirtschaft⁷ (WWAP 2012), die zunehmende Industrialisierung (Jung et al. 2008), ineffiziente Wasserinfrastruktursysteme (WWAP 2012), ungleicher Wasserverbrauch⁸ (BMBF 2012), Übernutzung der Wasserressourcen⁹, Missmanagement, Intransparenz und teilweise schlechte internationale/globale Zusammenarbeit trotz verstärkter Wassernachfrage (WWAP 2012). Während in Europa meist ausreichend Wasser in hoher Qualität zur Verfügung steht (wobei sogar in wasserreichem Europa 120 Millionen Menschen vom „Wasser-Stress“ betroffen sind) (WWAP 2012), sind viele Menschen insbesondere in Entwicklungsländern vom Wassermangel betroffen. Im Jahr 2010 hatten 884 Millionen Menschen keinen Zugang zu sauberem Wasser und ca. 2,6 Milliarden Menschen fehlte der Zugang zu verbesserten¹⁰ sanitären Einrichtungen (UNICEF 2012b; UNICEF/WHO 2012).

Mehr als 80% aller Krankheiten in Entwicklungsländern sind auf mangelhafte Wasserversorgung/Abwasserentsorgung und verunreinigtes Trinkwasser zurückzuführen. Jährlich sterben weltweit etwa 3,5 Millionen Menschen (ca. 1,5 Millionen Kinder unter fünf Jahre → alle 15

⁵ Der Nahe Osten, Nordafrika sowie große Teile Asiens sind der größten Wasserknappheit ausgesetzt (BMZ 2008, 2006a).

⁶ Es gibt viele grenzüberschreitende Probleme der Wassernutzung z.B. in Nordafrika zwischen Äthiopien, Ägypten, und dem Sudan und in Vorderasien zwischen dem Irak, der Türkei und Syrien oder zwischen Syrien, Israel und dem Libanon (Fröhlich 2006).

⁷ Nach WWAP 2012 beansprucht die Landwirtschaft ca. 70% des weltweiten Wasserbedarfs, gefolgt von der Industrie (20%) und dem Privathaushalt (10%). In Entwicklungs- und Schwellenländern bzw. in schnell wachsenden Ländern wie z.B. Indien kann der Anteil an der Wassernutzung für die Landwirtschaft bis zu 90% und mehr betragen während er bei den Industriestaaten sehr gering ist.

⁸ Der Wasserverbrauch hat sich laut (BMBF 2012) seit 1950 weltweit verdreifacht. Die Wasserentnahme bzw. der Wasserverbrauch sind aber weltweit ungleich. Der bpb 2010 zur Folge entfällt ca. ein Drittel der weltweiten Wasserentnahme auf Indien und China. Der durchschnittliche kommunale Wasserverbrauch (umfasst auch z.B. die Bewässerung von öffentlichen Anlagen) lag nach UNICEF 2012a im Jahr 2007 in den USA bei 593 Liter pro Person und Tag während dieser im gleichen Jahr in Somalia bei 5 Litern pro Person und Tag lag.

⁹ Übernutzung der Wasserressourcen führt vielerorts zur Senkung des Grundwasserspiegels und Austrocknung von Flüssen (WWAP 2012).

¹⁰ Mit verbesserten sanitären Einrichtungen sind z.B. Abwasserkanäle, Klärtanks, Wassertoiletten, Latrinen etc. zur Vermeidung von Geruchsbildung und Verhinderung des menschlichen Kontakts mit Exkrementen gemeint (UNICEF 2012b).

Sekunden ein Kind) an Infektionen und Durchfallerkrankungen, die durch mangelhafte Wasserversorgung/Abwasserentsorgung und die damit verbundenen Hygienebedingungen verursacht werden. Ca. 80% der städtischen Abwässer gelangen unbehandelt in Seen, Flüsse oder ins Meer, in den Entwicklungsländern sind es bis zu 90% (WWAP 2012; UNICEF 2012a, 2006).

Nach Schätzungen von (Stedman 2007) wird etwa ein Zehntel der weltweiten landwirtschaftlichen Ernte mit Abwasser bewässert. Eine Studie von 53 afrikanischen, asiatischen sowie lateinamerikanischen Städten besagt, dass in 80% der Städte nicht- bzw. nur zum Teil behandeltes Abwasser zur Bewässerung eingesetzt wird (Haskins/Dold 2008).

Zunehmende Umweltzerstörungen kommen zu den oben genannten Problemen hinzu. All diese Probleme bedrohen die nachhaltige Entwicklung der Menschheit und müssen durch geeignete politische, wirtschaftliche und soziotechnische Maßnahmen gelöst bzw. minimiert werden.

2.2 Kurzer Überblick über die Abwasserentsorgung – Gestern, heute, morgen

Der Beginn der gezielten Entsorgung von Abwässern ist sowohl örtlich als auch zeitlich nicht genau zu definieren. Die Geschichte der Abwasserentsorgung ist aber eng verbunden mit der Entwicklung von Städten und Siedlungen (Gujer 1999). Die ältesten nach dem heutigen Wissensstand bekannten Einrichtungen der Abwasserentsorgung stammen aus Indien und wurden vor über 6500 Jahren gebaut (Gujer 1999). In der nordsyrischen Region Habuba Kabira am Oberlauf des Euphrats (3500 - 3000 v. Chr.), in der Indusregion Mohenjo Daro im heutigen Pakistan (2500 - 1500 v. Chr.), in Babylon und Zweistromland (3000 - 500 v. Chr.), im alten Ägypten (2000 v. Chr.), im antiken Athen und Rom (1000 v. Chr.) gab es bereits Abwasserkanäle zur Ableitung von Schmutz- und Regenwasser, entleerbare Absetzbecken, Sickergruben, Badezimmer und Toiletten (Köpp 2003; Lange et al. 1997; Jansen 1993; Illi/Steiner 1987; Garbrecht 1985).

Historische Ereignisse wie Kriege, der Zerfall des römischen Reiches und die Völkerwanderungen führten in Europa u.a. auch zum Verlust der bis dahin entwickelten sanitären Systeme, des Wissens über die Abwasserentsorgung und ihrer Bedeutung (Imhoff 1999; Illi/Steiner 1987; Strell 1913). Als Folge befand sich die Abwasserentsorgung im Mittelalter auf einem sehr niedrigen Niveau und es gab fast gar keine öffentliche Abwasserentsorgung. So gab es z.B. im 16. sowie 17. Jahrhundert nur in wenigen Städten zentrale Abwasserableitungssysteme (Strell 1913). Folglich landete der überwiegende Anteil der Abwässer und Abfälle auf den Straßen und blieb dort liegen oder landete in den Flüssen. Dies führte zum Tod vieler Menschen durch Krankheiten und Epidemien (Cholera, Typhus, Pest etc.) sowie zur Zerstörung der Umwelt und somit zur Verschlechterung der Lebensbedingungen/-qualität der Menschen (Garbrecht 1985). Das starke Bevölkerungswachstum in Europa und Nordamerika u.a. als

Folge der industriellen Revolution führte zu einer zunehmenden Verschlechterung der hygienischen Verhältnisse (Garbrecht 1985).

Ab Mitte des 19. Jahrhunderts wurde in Europa und in vielen anderen Ländern der Welt die systematische, zentrale Ableitung und Behandlung der privaten und gewerblich-industriellen Abwässer sowie des Regenwassers auf Grundlage der Schwemmkanalisation begonnen (DWA 2008b; EAWAG 2003; Gujer 1999). Die Abwasserteilströme mit unterschiedlichen Eigenschaften wurden miteinander vermischt und abgeleitet. Dabei wurde als Transportmedium Trinkwasser eingesetzt. Die Ziele waren hauptsächlich die kostengünstige Entsorgung der Abwässer bzw. die Entfernung der Abwässer aus den Siedlungsgebieten zur Vermeidung von fäkalienverursachten Krankheiten sowie der Schutz von Siedlungen vor Überschwemmungen (Steinmetz 2012; Wilderer/Paris 2001). Zunächst wurden die Abwässer unbehandelt in Seen und Flüsse gekippt. Die starke Belastung der Gewässer durch Nähr- und Schadstoffeinträge führte zur Erweiterung der Entsorgungssysteme mit Klär- bzw. Abwasserreinigungsanlagen. In diesen Anlagen erfolgten die Entfernung von Abwasserinhaltsstoffen (unerwünschten Organismen und Stoffen) mithilfe von verschiedenen, meist komplizierten und mehrstufigen mechanischen, chemischen und biologischen Verfahren und anschließend die Ableitung des gereinigten Abwassers in die Gewässer (Wilderer/Paris 2001; Gujer 1999).

Dieses nun seit über 150 Jahren bestehende zentrale System (konventionelles System) ist mit den Städten gewachsen. Es wurde im Laufe der Jahre und Jahrzehnte immer wieder erweitert und optimiert. Das Netz bzw. das Infrastruktursystem dehnte sich ausgehend von den städtischen Regionen räumlich kontinuierlich aus und passte sich den steigenden Ansprüchen an (Staben 2008).

Die ursprünglichen Ziele der Abwasserentsorgung und -behandlung werden mit dem konventionellen System in der Regel zufriedenstellend erfüllt. Außerdem bietet das System eine hohe Entsorgungssicherheit und gewährleistet die Kontrolle und Überwachung der Abwasserbehandlung durch Fachpersonal (DWA 2008b). Unter Berücksichtigung von Nachhaltigkeitsaspekten ist das System jedoch einer wachsenden Kritik ausgesetzt (BUW 2015; Meininger 2010; DWA 2008b; Staben 2008; Herbst 2008; Wilderer/Paris 2001; Lange et al. 1997; Remy/Ruhland 2006; Wilderer/Paris 2001; Rudolph/Schäfer 2001; Lange et al. 1997).

Es ist fraglich, ob das bestehende konventionelle System, das aufgrund hoher Pfadabhängigkeiten relativ unflexibel und schlecht anpassungsfähig bezüglich schneller Veränderungen ist, auch für die Zukunft eine effiziente und nachhaltige Infrastruktur sein kann (Kerber et al. 2016). Dies hängt davon ab, ob es auf veränderte Randbedingungen und neue Herausforderungen (z.B. demographischer Wandel, Verstädterung, Veränderung der Landnutzung, steigende Kosten, hoher Wasserverbrauch, Alterung der Systeme bzw. Bedarf an Sanierungen/Erneuerungen) sowie sich mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit verschärfende Probleme des (Ab-)Wassersektors weltweit (siehe Kapitel 2.1.2) eine zufriedenstellende Antwort geben kann (DWA 2008b).

Deshalb sollten für eine optimale Versorgung und Entsorgung hinsichtlich Ressourcenschonung und -effizienz sowie zur Lösung¹¹ von offenen Fragestellungen (Arzneimittelrückstände¹², Mikroverunreinigungen¹³ etc.) neue Systemlösungen und Techniken für die Siedlungswasserwirtschaft entwickelt werden. Autarke Systeme und kleinere Einheiten bzw. dezentrale/semizentrale¹⁴ Systeme könnten in diesem Zusammenhang eine große Rolle übernehmen. Das Abwasser sollte nicht mehr als Abfall sondern als Ressource und Rohstoff betrachtet werden.

In den letzten zwei Jahrzehnten gab es in Deutschland bedeutende Innovationen und Entwicklungen im Bereich der neuartigen bzw. alternativen Wasserversorgungs- und Abwasserentsorgungssysteme. Es gibt aber bis heute nur wenige Umsetzungen dieser Technologien in größerem Maßstab. Pilotprojekte zeigen, dass im Prinzip der Einsatz alternativer Systeme mit Stoffstromtrennung und Kreislaufführung möglich ist. Es ist nach heutigem Stand jedoch nicht sicher, ob die Einführung dieser Systeme in größerem Maßstab bzw. in Kombination mit den konventionellen Systemen sinnvoll ist (Staben 2008). In diesem Bereich muss noch sehr viel Forschungs- und Entwicklungsarbeit geleistet werden und daher sollten neue Systeme erprobt werden.

2.3 Alternative Wasserinfrastruktursysteme

Wie bereits in Kapitel 2.2 dargestellt, sind die konventionellen Wasserinfrastruktursysteme unter Nachhaltigkeitsaspekten wachsender Kritik ausgesetzt, so dass seit Mitte der 1990er Jahre neue Lösungsansätze/-konzepte für eine nachhaltige (Ab-)Wasserwirtschaft verstärkt diskutiert werden (BUW 2015; DWA 2014a; Meininger 2010; Herbst 2008; Staben 2008; DWA 2008b; Remy/Ruhland 2006; Wilderer/Paris 2001; Rudolph/Schäfer 2001; Lange et al. 1997).

Zur Verhinderung einer weltweiten Wasserkrise wird der Handlungsdruck immer größer, deshalb sollten die bestehenden Wasserinfrastruktursysteme angepasst/modernisiert und alternative bzw. flexiblere, nachhaltige Systemlösungen für die Siedlungswasserwirtschaft erforscht, entwickelt und realisiert werden (Löwe et al. 2012). Da die bestehenden Systeme aber nicht für Wiederverwertungszwecke angelegt wurden (Kluge/Libbe 2010), kann deren Anpassung und Modernisierung bzw. Optimierung nur

¹¹ Die Lösung der anspruchsvollen Abwasserbehandlungsaufgaben bedarf vertiefte Kenntnisse in unterschiedlichen Fachgebieten wie z.B. Verfahrenstechnik, Chemie, Biologie, Physik etc., die effizient in die Praxis umgesetzt werden müssen. Aus diesem Grund können die Versorgungs- und Entsorgungsaufgaben nur in einem interdisziplinären Umfeld mit der Zusammenarbeit von verschiedenen Teams aus unterschiedlichen Ausbildungsrichtungen erfüllt werden (Gujer 1999).

¹² In Oberflächengewässern sowie zum Teil auch im Grundwasser und Trinkwasser werden heute mehr als 100 verschiedene Arzneimittelwirkstoffe nachgewiesen (ISOE 2013).

¹³ Diese haben bislang bei der konventionellen Abwasserbehandlung keine große Rolle gespielt. Sie können jedoch wegen ihrer Giftigkeit, Langlebigkeit, Anreicherungsfähigkeit, ihrer krebserzeugenden sowie ihrer frucht- und erbgutschädigenden Wirkung eine große Gefahr für Menschen aber auch Pflanzen und Tiere stellen und sollten deshalb nicht in die Umwelt gelangen. Um dies zu vermeiden werden neue Abwasserbehandlungssysteme benötigt, die diese in sehr geringen Konzentrationen im Abwasser vorkommenden Stoffe abbauen bzw. entfernen können (fbr 2011).

¹⁴ „Semizentral steht für eine Größenordnung zwischen zentral und dezentral, welche die Nachteile der klassischen Ansätze vermeidet und deren Vorteile kombiniert“ (Bieker 2015). Dabei ist ein semizentrales System so klein wie möglich und nur so groß wie nötig (Bieker 2009; Cornel/Wagner 2006).

begrenzt zur Nachhaltigkeit beitragen, weil sie die grundsätzlichen Rahmenbedingungen nicht ändern können.

Alternative Wasserinfrastruktursysteme¹⁵ mit ressourcen-/kreislaforientierten Konzepten könnten in diesem Zusammenhang eine größere Rolle übernehmen. Es handelt sich hierbei um Systeme, die eine getrennte Erfassung (Trennung am Entstehungsort und keine End-of-Pipe-Lösungen), Ableitung und gezielte Behandlung von verschiedenen Abwasserteilströmen aus Haushaltungen und ähnlichen Herkunftsbereichen vorsehen (DWA 2008b). Durch den Einsatz alternativer Systeme werden u.a. (Ab-)Wasserwiederverwendung bzw. Trinkwassereinsparung, Nährstoffrückgewinnung bzw. Ersatz von Kunstdünger in der Landwirtschaft, regenerative Energieerzeugung, Zerstörung von problematischen/kritischen Spurenstoffen, Minderung der Gewässerbelastung durch Vermeidung von Stoffeinträgen in Gewässer ermöglicht (DWA 2008b; Kennedy et al. 2007).

Dies ist bei den konventionellen Wasserinfrastruktursystemen nach dem Prinzip Vermischung und Verdünnung der Abwässer oft gar nicht bzw. nur eingeschränkt möglich. Aufgrund der weniger heterogenen Abwasserzusammensetzung besteht bei alternativen Systemen darüber hinaus die Möglichkeit der Anwendung von Behandlungsverfahren, die an sich im Prinzip nicht neu sind¹⁶ (DWA 2008b). Um die Ziele der alternativen Wasserinfrastruktursysteme erreichen zu können, werden überwiegend de-/semizentrale Lösungen eingesetzt (BUW 2013). Hier sind unterschiedliche Konstellationen und sich daraus ergebende Systeme von Teilstrombehandlungen denkbar (DWA 2008b). Weltweit wurden in den letzten Jahren – nach dem Beispiel der Industriewasserwirtschaft – bereits viele verschiedene Projekte mit alternativen Wasserinfrastruktursystemen sowohl als zentrale als auch als semizentrale sowie dezentrale Systeme, in Wohngebäuden/-blöcken, in Büros, Hotels, Ferienhäusern etc. durchgeführt und wissenschaftlich begleitet (Hillenbrand 2009; Oldenburg et al. 2008; Hillenbrand/Hiessl 2006; Peter-Fröhlich et al. 2004; Otterpohl 2002; Sperling/Buchert 1999). Somit liegen erste Erfahrungen bereits vor. Inzwischen werden sie auch auf Ebene von Stadtquartieren

¹⁵ U.a. auch bekannt als: Neuartige Sanitärsysteme, Alternative Wassersysteme, Alternative Sanitärkonzepte, Decentralized Sanitation and Reuse, Ecological Sanitation, Innovative Sanitärkonzepte, Neues Sanitärkonzept, Ökologische Sanitärkonzepte, Resource Oriented Sanitation, Semizentrale Ver- und Entsorgungssysteme, Sustainable sanitation concepts, Sustainable Sanitation, Waste Design, Source Control and On-Site-Technologies (DWA 2008b).

¹⁶ Grundsätzlich werden bei den alternativen Systemen keine neuen Verfahrenstechniken entwickelt, sondern bestehende Verfahren/Verfahrenskombinationen aus der konventionellen Abwasserbehandlung an die jeweilig geänderte Abwasserzusammensetzung angepasst (Kaufmann Alves 2012). Es gibt viele verschiedene mechanische, physikalisch-chemische sowie biologische Verfahren zur Behandlung von einzelnen Abwasserteilströmen, die unterschiedlich ausgereift und erprobt sind (DWA 2008b). Einige dieser Verfahren werden bereits erfolgreich und seit langem in der Praxis z.B. bei der konventionellen Abwasserbehandlung genutzt. Insgesamt besteht jedoch u.a. aufgrund von fehlenden Langzeiterfahrungen beim Einsatz der Techniken für Abwasserteilströme ein großer Forschungs- und Entwicklungsbedarf für die Behandlung von Abwasserteilströmen (Dockhorn 2010; DWA 2008b). Der technische Fortschritt in dem (Ab-)Wassersektor sowie in anderen Bereichen, die diesen Sektor beeinflussen z.B. in Kommunikations- und Informationstechnologien bzw. Steuerungs- und Überwachungstechnologien etc. erweitert die Möglichkeiten und Spielräume zur Konzeption und Implementierung von alternativen Wasserinfrastruktursystemen (DWA 2008b; Hillenbrand/Hiessl 2007). Durch eine Ausreifung der Technologien, Serienproduktion und Skaleneffekte aufgrund größerer Stückzahlen können die Anlagenpreise reduziert werden, so dass für die Entwicklung des Marktes ein wichtiger Schub ausgelöst werden könnte (DWA 2008b; Hillenbrand/Hiessl 2007). (DWA 2008b) gibt eine Übersicht bzw. Zusammenstellung zu den verschiedenen Behandlungsverfahren von Gelbwasser/Urin, Schwarz- und Braunwasser sowie schwach und stark belastetem Grauwasser.

realisiert (Tolksdorf et al. 2016; Tolksdorf et al. 2015; Augustin et al. 2014). Aufgrund der hohen Komplexität und der ausgeprägten Interdisziplinarität, besteht jedoch noch Forschungs- und Entwicklungsbedarf, so dass die alternativen Systeme aktuell nicht der etablierten Technik entsprechen (Dockhorn 2010; Scheele 2010).

Eine großflächige Integration solcher Systeme bis hin zur Transformation (Systemwechsel¹⁷) der bestehenden Systeme erfordert lange Übergangszeiträume (Kluge/Libbe 2010, 2006; Beneke/Seggern 2004; Hiessl et al. 2003) und ein Transformationsmanagement (Winker/Schramm 2015), wodurch die Chancen/Potenziale und die Hemmnisse¹⁸ frühzeitig berücksichtigt werden könnten. Neben technischen Fragestellungen ergeben sich durch die Stoffstromtrennung und der daraus folgenden Veränderung im Umgang mit den verschiedenen Abwasserströmen Herausforderungen bei der Planung, Umsetzung und dem Betrieb. Auch Veränderungen und mehr Komplexität zwischen den verschiedenen Akteuren und auf organisatorischer, institutioneller, ökonomischer sowie rechtlicher Ebene können sich erschwerend auswirken (Kerber et al. 2015; Libbe 2015; Bieker/Tolksdorf 2014; DWA 2014b; Schramm/Kluge 2013; Schramm 2012).

Außerdem ist die Chance für eine Transformation nicht überall gleich gegeben. Alternative Wasserinfrastruktursysteme bedingen wesentliche Veränderungen der bestehenden Infrastruktursysteme. Konventionelle Systeme müssten zumindest zum Teil ersetzt werden, wobei dies aufgrund des bestehenden Sanierungs- und Modernisierungsbedarfs der Systeme teilweise notwendig ist. Deshalb sollten alternative Systeme zunächst bei der Sanierung von veralteten Gebäuden sowie bei Neubau eingesetzt werden. D.h. dort, wo der Transformationsaufwand gering und die Entwicklungsdynamik hoch ist (Kluge/Libbe 2010). Dies zeigen die Umsetzungsprojekte in Qingdao (Tolksdorf et al. 2016) und in Hamburg (Giese/Londong 2015), bei welchen es sich jeweils um einen Neubau handelt.

Um alternative Wasserinfrastruktursysteme jedoch zukünftig nicht nur auf Block- oder Quartiersebene sondern mittel- bis langfristig auch auf Gesamtstadtebene realisieren zu können, sollten „ganzheitliche Lösungsansätze/-konzepte“¹⁹ entwickelt und verfolgt werden (Winker/Schramm 2015). Dies würde nicht nur Änderungen bei einer Sanierung oder Neubau bedeuten, sondern auch die Entwicklung von Lösungen im Bestand. Dazu sollte zwischen der Siedlungswasserwirtschaft und der Stadtentwicklung eine stärkere Verbindung hergestellt werden (Winker/Schramm 2015). Entsprechend resultiert eine Vernetzung von verschiedenen blauen, grünen und grauen Infrastruktursystemen (blau: Gewässer, grün:

¹⁷ Ein Systemwechsel kann momentan in der Praxis – zumindest in den westlichen Ländern – nur aufgrund deutlicher Kostenvorteile oder politischer Vorgaben erfolgen (Herbst 2008).

¹⁸ Zu den relevantesten Hemmnissen zählen technische, ökonomische und rechtliche Unsicherheiten sowie Restriktionen, politische Abhängigkeiten, Pfadabhängigkeiten, Interessenskonflikte, sektorale Planungsprozesse, konservative Unternehmenskulturen und die Sorge vor Kompetenz- bzw. Machverlust (Kerber et al. 2016).

¹⁹ Zu einer erfolgreichen Transformation gehören auch die Aus- und Weiterbildung auf allen Ebenen, wie z.B.: Weiterbildung an Hochschulen und in Handwerk, für Planer, Architekten, Facharbeiter, Ingenieure usw.

Grünflächen, grau: technische Leitungen und Straßen etc.) (BMUB 2015; Winker/Schramm 2015; Lucius et al. 2011) sowie die Berücksichtigung von Wechselbeziehungen bzw. Schnittstellen zwischen der Siedlungswasserwirtschaft und anderen Versorgungs- und Entsorgungssektoren (Bürgow et al. 2014). Das Zusammenbringen bzw. Kombinieren von Abwasser- und Abfallentsorgungsaufgaben mit den Versorgungsaufgaben im Wasser- und Energiebereich könnte viele Synergieeffekte mit sich bringen. Hierzu zählt z.B. die Mitbehandlung von organischen Abfällen als Co-Substrate in der Abwasserbehandlung, um eine höhere Energieproduktion zu erzielen und für den Gärückstand den Düngerwert zu erhöhen. Auch könnten so insbesondere auf Stadtquartiersebene wasserwirtschaftlich erwünschte Anpassungen hinsichtlich der zu erwartenden Klimaveränderung erzielt werden (IBA/netWORKS 2010).

Vor- und Nachteile von konventionellen sowie alternativen Wasserinfrastruktursystemen

Im Folgenden werden die Vor- und Nachteile konventioneller (überwiegend zentrale Systeme) und alternativer Wasserinfrastruktursysteme (überwiegend dezentrale/semizentrale Systeme) gegenübergestellt. Die Ergebnisse verschiedener Studien im Bereich Sanitärsysteme werden hier zusammengefasst (Steinmetz 2012; Obernosterer et al. 2010; Koziol et al. 2006; Wilderer/Paris 2001; Werner et al. 2001; Sperling/Buchert 1999). Nicht alle Vor- bzw. Nachteile sind in allen Studien enthalten. Es ist jedoch festzustellen, dass es in den verschiedenen Studien keine Widersprüche gibt und die meisten Experten/Autoren sich über die folgenden Vor- und Nachteile einig sind:

Vorteile von konventionellen Systemen

- Klar geregelte Zuständigkeiten,
- Überwachung und Kontrolle durch Fachkräfte,
- Hohe Qualität der Wasserversorgung und Abwasserentsorgung,
- Geringe Wasserverluste beim Trinkwassertransport (nicht überall),
- Flächendeckende Versorgung mit Zugang für alle Menschen,
- Hohe Sicherheit,
- Hoher Nutzungskomfort,
- Geringer Betriebsaufwand (wenige Betriebsstätten bzw. Anlagen durch die Zentralität und dadurch z.B. ein effektiverer Personaleinsatz zum Monitoring),
- Langjährige Erfahrungen,
- Skaleneffekte,
- Bei Starkregen: Verhinderung bzw. Minimierung von Überschwemmungen.

Nachteile von konventionellen Systemen

- Vermischung von unterschiedlichen Abwasserteilströmen mit unterschiedlichen Qualitäten, auch mit Regen- und Fremdwasser, dadurch Belastung von Kläranlagen mit großen Abwassermengen,
- Offenes Durchflusssystem: Verlust von hochwertigen und z.T. nicht erneuerbaren Nährstoffen (z.B. Phosphor) und Spurenelementen bzw. beschränkte Möglichkeit für deren Nutzung, keine direkte Wiederverwendung des behandelten Abwassers, dadurch z.B. Verarmung landwirtschaftlicher Böden und Abhängigkeit von Kunstdüngern,
- Verbrauch von hochwertigem Trinkwasser als Transportmedium (hoher Wasserverbrauch),
- Empfindlichkeit gegen Katastrophen (z.B. Erdbeben),
- Aufwendige Infrastruktur mit hoher Materialintensität,
- Geringe Flexibilität gegenüber sich verändernden Randbedingungen (geringe Anpassungsfähigkeit),
- Nicht gut geeignet für aride/semiaride²⁰ Regionen,
- Hoher Aufwand bzw. hohe (Fix)Kosten (Investition, Energie, Betrieb, Wartung/Instandhaltung),
- Oberflächengewässerbelastung/Gewässerverschmutzung mit problematischen Schadstoffen (z.B. Chemikalien, Arzneimittlrückstände, endokrin wirksame Stoffe etc.) trotz aufwendiger Abwasserbehandlung, dadurch hoher Investitionsbedarf in neue Abwasserbehandlungs- und Trinkwasseraufbereitungsverfahren,
- Ausbau von Kanalnetzen für Regionen mit schnell wachsender Bevölkerung wirtschaftlich und technisch oft schwierig,
- Z.T. Ablagerungen durch lange Aufenthaltszeiten und geringe Abflussmengen in großen Kanälen, dadurch: anaerobe Abbauprozesse, Korrosion von Materialien, Geruchsprobleme, deshalb: vermehrte Spülung der Kanäle erforderlich,
- Anreize zum Wassersparen bei diesem System nur bedingt sinnvoll,
- Reststoffproblematik: Risiken bei der Klärschlammnutzung durch Klärschlammbelastung mit Schwermetallen, organischen Schadstoffen etc. dadurch u.a. höhere Anforderungen für zulässige Bodenschadstoffeinträge.

Vorteile von alternativen Wasserinfrastruktursystemen

- Getrennte Erfassung, Ableitung und Behandlung von unterschiedlichen Abwasserteilströmen:
 - Ressourcenschonung durch Kreislaufführung,
 - Reduzierung des Trinkwasserbedarfs,

²⁰ arid: trocken, semiarid: halbtrocken.

- Nährstoffrückgewinnung (u.a. Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit durch Verzicht auf Kunstdünger und Einsatz von natürlichen Düngemitteln),
- Minimierung von Gewässerverschmutzungen, Verhinderung/Reduzierung von Nähr- und Schadstoffeinträgen in Oberflächengewässer, dadurch: Umweltschutz, Gesundheitsschutz,
 - Hohe Flexibilität (anpassungsfähig und erweiterbar/reduzierbar), dadurch kostengünstiger,
 - Internationale Wettbewerbsfähigkeit,
 - Schaffung von neuen Arbeitsplätzen,
 - Unabhängigkeit von rohstoffreichen Ländern²¹ (u.a. Vermeidung von politischen und wirtschaftlichen Konflikten).

Nachteile von alternativen Wasserinfrastruktursystemen

- Wenig Erfahrung, Fachkompetenz und Fachwissen,
- Überwachung und Kontrolle schwierig,
- Keine klaren Zuständigkeiten,
- Hohe spezifische Investitionskosten.

2.4 Stand der Wissenschaft und Technik

Wie bereits in den Kapiteln 2.2 und 2.3 ausführlich diskutiert, sind die konventionellen Systeme der Wasserversorgung und Abwasserentsorgung/-behandlung unter Nachhaltigkeitsaspekten wachsender Kritik ausgesetzt. Die bestehenden Wasserinfrastruktursysteme müssen daher langfristig durch flexiblere, nachhaltige Systemlösungen für die Siedlungswasserwirtschaft angepasst/modernisiert werden. In diesem Modernisierungsprozess stehen noch große Aufgaben hinsichtlich Erforschung, Entwicklung und Realisierung aus (Löwe et al. 2012), wobei in den vergangenen zwei Jahrzehnten bedeutende Entwicklungen und Innovationen in diesem Bereich zu verzeichnen waren (BUW 2015; DWA 2014a; Meininger 2010; Herbst 2008; Staben 2008; DWA 2008b; Remy/Ruhland 2006; Wilderer/Paris 2001; Rudolph/Schäfer 2001; Lange et al. 1997).

Weltweit wurden in den letzten Jahren bereits viele verschiedene Projekte mit alternativen Wasserinfrastruktursystemen in der gesamten Bandbreite von Low-Tech- bis High-Tech-Systemen

²¹ Beispiel: das Problem der Verknappung der nicht erneuerbaren Ressource bzw. des nicht erneuerbaren Nährstoffs Phosphor als Hauptbestandteil von Düngemitteln bei weltweit steigendem Verbrauch (Elsner 2008; Sperling/Buchert 1999). Die Phosphorreserven befinden sich in der Hand von nur wenigen Staaten wie z.B. China, USA, Marokko, Südafrika, Jordanien und Russland und der Weltmarkt wird somit von nur wenigen Exportländern beherrscht. Europa hat keine relevanten Phosphorvorkommen. Durch die Wiederverwendung von Phosphor können die natürlichen Reserven geschont und die Abhängigkeit vom Weltmarkt gedämpft werden, was u.a. auch handels- bzw. gesellschaftspolitisch und wirtschaftlich eine hohe Bedeutung hat und zur Unabhängigkeit der ressourcenarmen Länder und Vermeidung von Konflikten, geopolitischen Unsicherheiten, Monopolisierung und Verteilungskämpfen führen kann. Die Industriestaaten sind z.B. mit einer zunehmenden Abhängigkeit von wenigen Rohstofflieferanten konfrontiert und sie sind in Zukunft stärker auf Importe aus Entwicklungs- und Schwellenländern angewiesen. Da die meisten Reserven in konfliktträchtigen Regionen wie z.B. im mittleren Osten oder in Nord- und Zentralafrika vorhanden sind, kann der Zugang zu Rohstoffen zukünftig erschwert werden (Haltermann/Pfeil 2006).

durchgeführt und wissenschaftlich begleitet. Beispiele finden sich in Wohngebäuden/-blöcken, Büros, Hotels, Ferienhäusern etc. für Regionen verschiedenster Urbanität (Hillenbrand 2009; Oldenburg et al. 2008; Hillenbrand/Hiessl 2006; Peter-Fröhlich et al. 2004; Otterpohl 2002; Sperling/Buchert 1999). Somit liegen erste Erfahrungen bereits vor. Inzwischen werden sie auch auf Ebene von Stadtquartieren realisiert (Tolksdorf et al. 2016; Augustin et al. 2014). Aufgrund der hohen Komplexität und der ausgeprägten Interdisziplinarität, besteht jedoch noch Forschungs- und Entwicklungsbedarf, so dass hinsichtlich alternativer Systeme aktuell nicht von einer etablierten Technik die Rede sein kann (Dockhorn 2010; Scheele 2010). Nach heutigem Stand ist noch nicht sicher zu beurteilen, ob die Einführung dieser Systeme in größerem Maßstab z.B. für mehrere Stadtgebiete einer Stadt bis hin zur vollständigen Transformation der Wasserinfrastruktur auf Gesamtstadtebene sinnvoll und zielführend ist (Staben 2008). In diesem Bereich muss noch sehr viel Forschungs- und Entwicklungsarbeit geleistet werden, daher sollten neue Systeme erprobt und wissenschaftlich begleitet werden.

(DWA 2008b; Herbst 2008; Wilderer/Paris 2001) geben einen ausführlichen Überblick über die derzeit eingesetzten Techniken zur separaten Erfassung, Ableitung und Behandlung von verschiedenen Abwasserteilströmen. Im Folgenden werden aus der Vielzahl der durchgeführten Projekte mit alternativen Wasserinfrastruktursystemen exemplarisch einige vorgestellt. Es folgt zunächst eine kurze Beschreibung der Projekte bevor die relevanten Ergebnisse aus den Projekten, unterteilt nach den Kategorien/Strömen „Wasser“, „Nährstoffe“ und „Energie“ diskutiert werden. (Schmitt et al. 2009) haben weitere Projekte mit alternativen Wasserinfrastruktursystemen im deutschsprachigen Raum in tabellarischer Form zusammengestellt. Weiterhin gibt (GIZ 2012) einen tabellarischen Überblick über die weltweit durchgeführten und dokumentierten Projekte im Bereich nachhaltiger Wasserversorgung und Abwasserentsorgung.

2.4.1 Beispielprojekte

(1) Knittlingen – DEUS 21 (*DE*zentrales *U*rbanes *I*nfrastruktur*S*ystem)

Projektbeschreibung

In der Stadt Knittlingen in Baden-Württemberg wurde ein alternatives Infrastruktursystem für die Wasserversorgung, Abwasser- und Abfallentsorgung in einem Neubaugebiet mit 100 Wohnhäusern realisiert (DWA 2008b). In diesem System erfolgt eine getrennte Sammlung und Speicherung des Regenwassers. Das in Zisternen gespeicherte Regenwasser wird durch Rotationsscheibenfilter (Ultrafiltration) und UV-Desinfektion bis auf Trinkwasserqualität aufbereitet und als Brauchwasser über eine zweite Leitung zusätzlich zum Trinkwasser zur Wasserversorgung (Körperpflege, Spül- und Waschmaschine) im Gebiet eingesetzt (Hillenbrand 2009; DWA 2008b). Das Abwasser wird durch Vakuumtoiletten und ein Vakuumsystem abgeleitet und im Wohngebiet zusammen mit Küchenabfällen behandelt. Es erfolgt eine anaerobe Behandlung zur Biogasgewinnung, eine Membranfiltration zur Abtrennung von Feststoffen und Mikroorganismen sowie die Rückgewinnung der Nährstoffe Stickstoff

und Phosphor über weitere Behandlungsstufen (Magnesiumammoniumphosphat-Fällung und Ionenaustauscher) zur Aufbereitung als mineralischem Dünger (Hillenbrand 2009; DWA 2008b). Das durch die Membranfiltration gereinigte Abwasser mit Badegewässerqualität wird in ein Gewässer eingeleitet. Theoretisch wäre es jedoch möglich das behandelte Abwasser für weitere Zwecke einzusetzen.

Diskussion der relevanten Projektergebnisse

Hinsichtlich der Stoffströme Wasser, Phosphor und Stickstoff bietet das DEUS21-Konzept im Vergleich zum konventionellen System signifikante Vorteile (Hillenbrand 2009). Aus energetischer Sicht weist es jedoch im Vergleich Nachteile auf (Hillenbrand 2009).

Wasser

Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen, dass der Trinkwasserbedarf im DEUS 21-Konzept aufgrund der Brauchwassernutzung und des Vakuumsystems mit geringerem Wasserbedarf deutlich niedriger als im konventionellen System liegt (Hillenbrand 2009; DWA 2008b).

Nährstoffe

Durch die Rückgewinnung der Nährstoffe Phosphor und Stickstoff und deren Einsatz in der Landwirtschaft wird die Gewässerbelastung reduziert und somit ein Beitrag zum Gewässerschutz geleistet (Hillenbrand 2009).

Energie

Das DEUS 21-Konzept weist im Vergleich zum konventionellen System trotz verringerten Energiebedarfs infolge fehlender aerober Behandlung aufgrund des erhöhten Bedarfs für die Vakuumableitung, Membranfiltration sowie Nährstoffrückgewinnung eine schlechtere Energiebilanz auf (Hillenbrand 2009; DWA 2008b).

(2) Linz – Österreich

Projektbeschreibung

In Linz wurde für eine Schule sowie 88 Wohneinheiten die getrennte Erfassung, Ableitung und Behandlung von Urin realisiert (DWA 2008b). In diesem System wird Urin in Speicherbehälter gesammelt und anschließend in der Landwirtschaft als Dünger eingesetzt. In den Wohnungen sind Urinseparationstoiletten und in der Schule zusätzlich wasserlose Urinale installiert (DWA 2008b). Das Braunwasser (Fäzes mit Spülwasser und Toilettenpapier) sowie das Grauwasser werden gemeinsam durch ein Schwerkraftleitungssystem abgeleitet. Anschließend erfolgt eine Fest-Flüssig-Trennung. Die

Feststoffe werden kompostiert, während die Reinigung der flüssigen Phase in einer Pflanzenkläranlage erfolgt und das gereinigte Abwasser in Gewässer eingeleitet wird (LINZ AG Abwasser 2006).

Diskussion der relevanten Projektergebnisse

Dieses System bietet hinsichtlich der Stoffströme Wasser und Nährstoffe im Vergleich zum bestehenden System Vorteile. Eine abschließende Bewertung aus energetischer Sicht kann mit den vorliegenden Informationen nicht erfolgen.

Wasser

Der Einsatz von Urinseparationstoiletten und wasserlosen Urinalen führt zur Verringerung des Trinkwasserbedarfs (DWA 2008b).

Nährstoffe

Durch die Stoffstromtrennung mit Nutzung des Urins und der Feststoffe in der Landwirtschaft wird der Nährstoffeintrag in Gewässer und somit die Gewässerbelastung verhindert bzw. minimiert (LINZ AG Abwasser 2006).

Energie

Aus energetischer Sicht bietet dieses Systems den Vorteil, dass hier keine Energiemengen für die Belüftung (keine aerobe Behandlung) erforderlich sind (DWA 2008b). Für eine abschließende Bewertung der Energieströme müsste jedoch eine detaillierte Energiebilanz durchgeführt werden.

(3) Lübeck –Flintenbreite

Projektbeschreibung

In der Siedlung Flintenbreite in Lübeck wurde ein alternatives Wasserinfrastruktursystem mit 2-Stoffstromtrennung realisiert. Das System war im Jahr 1999 für 350 Bewohner in 117 Wohneinheiten geplant (Oldenburg et al. 2008). Aktuell sind 140 Einwohner in 30 Wohneinheiten an das System angeschlossen (DWA 2008b). Hier erfolgt die getrennte Erfassung und Ableitung von schwer belastetem Grauwasser (Abwasser aus Dusche, Waschbecken, Waschmaschinenabläufen und Küche) und Schwarzwasser (Toilettenabwasser) (Oldenburg et al. 2008). Die Ableitung des Grauwassers erfolgt durch eine Schwerkraftkanalisation. Nach Abtrennung von Feststoffen wird es in einer Pflanzenkläranlage behandelt (Oldenburg et al. 2008). Das behandelte Grauwasser wird nicht wiederverwendet. Es fließt zunächst in einen nachgeschalteten Teich und anschließend in ein naheliegendes Gewässer. Das Schwarzwasser wird durch ein Vakuumsystem (Vakuuntoiletten und Vakuumrohrleitungen) abgeleitet. Zur anaeroben Behandlung des Schwarzwassers, zusammen mit Bioabfällen und Feststoffen aus der Grauwasserbehandlung wurde eine Biogasanlage gebaut, die

aufgrund niedriger Inputmengen (Schwarzwassermengen) noch nicht betrieben wird (Oldenburg et al. 2008). Aus diesem Grund wird das Schwarzwasser zur zentralen Kläranlage geleitet und konventionell behandelt. In der ursprünglichen Planung sollten die bei der Behandlung entstehenden Gärreste für eine spätere Nutzung in der Landwirtschaft in einem Speicherbehälter gesammelt werden (Oldenburg et al. 2008). Die Behandlung des Regenwassers erfolgt durch eine oberflächige Ableitung und Versickerung in dezentralen Mulden im Gebiet (Oldenburg et al. 2008).

Diskussion der relevanten Projektergebnisse

Hinsichtlich des Stoffstroms Wasser weist dieses System im Vergleich zum konventionellen System Vorteile auf. Bei der Betrachtung der Nährstoffströme sind keine Vorteile festzustellen. Aus energetischer Sicht schneidet das System schlechter als das konventionelle System ab.

Wasser

Die Analyseergebnisse im Projekt zeigen, dass der Trinkwasserbedarf aufgrund des Vakuumsystems mit dem viel geringeren Wasserbedarf deutlich niedriger als im konventionellen System liegt (Oldenburg et al. 2008).

Nährstoffe

Da das Schwarzwasser aktuell aufgrund des ausbleibenden Betriebs der Biogasanlage konventionell behandelt wird, bietet das System hinsichtlich des Gewässerschutzes im Vergleich zum konventionellen System keine Vorteile. Bei einem zukünftigen Betrieb der Biogasanlage und der Nutzung der Gärreste in der Landwirtschaft würde die Gewässerbelastung durch Nährstoffe niedriger als im konventionellen System ausfallen, da dann nur das behandelte, nährstoffarme Grauwasser in die Gewässer eingeleitet werden würde (Oldenburg et al. 2008; DWA 2008b).

Energie

Die Schwarzwasserableitung weist aufgrund des Vakuumsystems einen erhöhten Energiebedarf auf (DWA 2008b). Zusätzlicher Energieaufwand entsteht auch durch die separate Behandlung des Grauwassers sowie den Transport des Schwarzwassers zur zentralen Kläranlage.

(4) Burscheid – Lamberts-mühle

Projektbeschreibung

In der Stadt Burscheid in Nordrhein-Westfalen wurde im Jahr 1999 eines der ersten alternativen Wasserinfrastruktursysteme in Deutschland realisiert und über mehrere Jahre wissenschaftlich begleitet (DWA 2008b). Ähnlich wie im Projekt in der Stadt Linz, jedoch in einem viel kleineren Maßstab (für 8 Einwohner), wird in diesem System der Urin durch Urinseparationstoiletten und wasserlose Urinale vom

restlichen häuslichen Abwasser getrennt gesammelt und behandelt (DWA 2008b). Der Urin wird nach einer Lagerung in der Landwirtschaft als Dünger eingesetzt (DWA 2008b). Grauwasser und Braunwasser werden gemeinsam abgeleitet und zunächst in Form einer Fest-Flüssig-Trennung behandelt. Die Feststoffe werden kompostiert, wobei die Reinigung der flüssigen Phase in einer Pflanzenkläranlage erfolgt und das gereinigte Abwasser in Gewässer eingeleitet wird (DWA 2008b).

Diskussion der relevanten Projektergebnisse

Hinsichtlich der Stoffströme Wasser, Phosphor und Stickstoff bietet das Konzept im Vergleich zum konventionellen System Vorteile. Eine abschließende Bewertung aus energetischer Sicht ist mit den vorliegenden Informationen nicht möglich.

Wasser

Auch hier führt der Einsatz von Urinseparationstoiletten und wasserlosen Urinalen zur Reduzierung des Trinkwasserbedarfs.

Nährstoffe

Durch die Nutzung des Urins sowie der Feststoffe in der Landwirtschaft wird die Gewässerbelastung minimiert (DWA 2008b).

Energie

Aus energetischer Sicht hat dieses Systems den Vorteil, dass hier aufgrund fehlender aerober Behandlung keine Energiemengen für die Belüftung erforderlich sind (DWA 2008b). Für eine abschließende Bewertung der Energieströme müsste jedoch eine detaillierte Energiebilanz durchgeführt werden.

(5) Kaiserslautern und Oberhausen – KOMPLETT

Projektbeschreibung

Für dieses Projekt wurden im Jahr 2007 in der Stadt Kaiserslautern in Rheinland-Pfalz 8 Wohnungen an ein alternatives Wasserinfrastruktursystem angeschlossen und analysiert (Schmitt et al. 2009). Im Jahr 2008 wurde dann das alternative Wasserinfrastruktursystem in der Stadt Oberhausen in Nordrhein-Westfalen in einem größeren Maßstab für 200 Mitarbeiter eines Bürohauses realisiert (Schmitt et al. 2009; DWA 2008b). Ähnlich wie im Projekt Lübeck-Flintenbreite erfolgt hier die getrennte Erfassung und Ableitung von Schwarzwasser und schwer belastetem Grauwasser. Die Abwasserreinigung/-behandlung erfolgt für beide Stoffströme (Grau- und Schwarzwasser) durch Membranbioreaktoren, Oxidation mit Ozon und eine nachgeschaltete UV-Desinfektion (Schmitt et al. 2009). Für das Grauwasser erfolgen zusätzlich eine Filtrierung mit Aktivkohlefilter, eine Ultrafiltration sowie eine Teilstrom-Umkehrosmose

(Schmitt et al. 2009). Beide Stoffströme werden so aufbereitet, dass sie sowohl in den häuslichen als auch in den natürlichen Wasserkreislauf zurückgeführt werden können (Schmitt et al. 2009). Das aufbereitete Grauwasser wird zum Wäsche waschen und Duschen und das behandelte Schwarzwasser zur Toilettenspülung eingesetzt (Schmitt et al. 2009). Die Feststoffe werden zur Vermikompostierung genutzt (Schmitt et al. 2009).

Diskussion der relevanten Projektergebnisse

Auch dieses System schneidet hinsichtlich der Stoffströme Wasser und Nährstoffe im Vergleich zum bestehenden System besser ab. Hinsichtlich der Energieströme sind jedoch im Vergleich Nachteile festzustellen.

Wasser

Aufgrund der Stoffstromtrennung und Kreislaufführung ist der Trinkwasserbedarf in diesem System deutlich geringer als im konventionellen System (Schmitt et al. 2009).

Nährstoffe

Aufgrund der Kreislaufführung und infolge der Nutzung der Feststoffe zur Vermikompostierung findet kein bzw. lediglich ein sehr geringer Nährstoffeintrag in Gewässer statt (DWA 2008b).

Energie

Der Energiebedarf ist jedoch in diesem System aufgrund der vielen und aufwendigen Behandlungsschritte deutlich höher als im konventionellen System (DWA 2008b).

(6) Berlin – Stahnsdorf

Projektbeschreibung

In diesem Pilotprojekt wurden in 10 Wohngebäuden und einem Betriebsgebäude Schwerkraft- und Vakuumtrenntoiletten installiert (DWA 2008b). Dabei findet für das Braunwasser aus den Schwerkrafttrenntoiletten eine Ableitung mittels Schwerkraft und eine Entwässerung sowie Eindickung in einem Grobfilter statt (DWA 2008b). Die Feststoffe werden kompostiert und die flüssige Phase wird mit dem Grauwasser zunächst zur mechanischen Behandlung in die Vorklärung geleitet und anschließend in einer Pflanzenkläranlage gereinigt (DWA 2008b). Der Urin wird für einen späteren Einsatz in der Landwirtschaft in Speichertanks gelagert (DWA 2008b). Das Braunwasser aus den Vakuumtrenntoiletten wird unter Zugabe von Bioabfällen in einer Biogasanlage zur Erzeugung von Biogas behandelt und die Gärreste werden als Dünger verwendet (DWA 2008b).

Diskussion der relevanten Projektergebnisse

Für eine abschließende Bewertung der Energieströme müsste eine detaillierte Energiebilanz durchgeführt werden. Die Vorteilhaftigkeit aus energetischer Sicht kann mit den vorliegenden Informationen nicht eindeutig festgestellt werden. Aufgrund des Vakuumsystems ist jedoch mit einer schlechteren Energiebilanz zu rechnen. Hinsichtlich der Stoffströme Wasser und Energie bietet das System signifikante Vorteile.

Wasser

Auch bei diesem Projekt wird der Trinkwasserbedarf durch den Einsatz von Schwerkraft- und Vakuumtrenntoiletten verringert.

Nährstoffe

Aufgrund der Nutzung der Nährstoffe in der Landwirtschaft findet keine Gewässerbelastung durch die Nährstoffe statt.

Energie

Der Energiebedarf steigt einerseits durch die Vakuumableitung, andererseits wird weniger Energie für die Urinbehandlung durch Lagerung in Speichertanks benötigt (DWA 2008b).

(7) Berching – Hans Huber AG

Projektbeschreibung

Für dieses Projekt wurden in einem Verwaltungsgebäude für ca. 200 Mitarbeiter 10 wasserlose Urinale und 13 Schwerkrafttrenntoiletten installiert (DWA 2008b). Der Urin wird zunächst in Speichertanks gesammelt. Anschließend werden die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff durch Magnesiumammoniumphosphat-Fällung sowie Stripp- und Adsorptionsverfahren zurückgewonnen und als Mineraldünger in der Landwirtschaft genutzt (DWA 2008b). Nach der Urinaufbereitung erfolgt eine Stabilisierung des Urins mittels Membranbelebungsverfahren, wodurch der Einsatz des behandelten Urins zur Bewässerung ermöglicht wird (DWA 2008b). Das Braunwasser wird durch eine Fest-Flüssig-Trennung (Siebung) in zwei Phasen getrennt. Die flüssige Phase wird mittels Membranbelebungsverfahren behandelt und die Feststoffe werden in einer Biogasanlage zur Energiegewinnung eingesetzt (DWA 2008b). Die entstehenden Gärreste werden als Dünger in der Landwirtschaft genutzt. Das Grauwasser wird ebenfalls mittels Membranbelebungsverfahren behandelt und anschließend für Fischteiche genutzt. Die Rückstände aus der Grauwasserbehandlung werden in der Biogasanlage eingesetzt (DWA 2008b).

Diskussion der relevanten Projektergebnisse

Hinsichtlich der Stoffströme Wasser und Nährstoffe schneidet das System im Vergleich zum konventionellen System besser ab. Aus energetischer Sicht steht das System im Vergleich schlechter da.

Wasser

Auch in diesem Fall wird der Trinkwasserbedarf durch die wasserlosen Urinale und Trenntoiletten reduziert.

Nährstoffe

Der Nährstoffeintrag in Gewässer wird aufgrund der Abtrennung von Urin und der festen Phase des Braunwassers minimiert.

Energie

Durch den Einsatz von energieaufwändigen Verfahren zur Behandlung des 3-Stoffstromsystems (Urin bzw. Gelbwasser, Braun- und Grauwasser) steigt der Energiebedarf. Auf der anderen Seite können z.B. Einsparungen bei der industriellen Düngemittelproduktion erzielt werden (DWA 2008b).

(8) Berlin – Arnimplatz: Grauwasserrecycling mit Wärmerückgewinnung

Projektbeschreibung

Dieses alternative Wasserinfrastruktursystem wurde im Jahr 2012 in Berlin für 41 Wohneinheiten mit 110 Bewohnern realisiert (Nolde 2012). Dabei wird das schwach belastete Grauwasser aus Dusche, Handwaschbecken und Waschmaschinenabläufen über Wirbelbettreaktoren inklusive Desinfektion dezentral behandelt und als Brauchwasser für die Toilettenspülung eingesetzt (Nolde 2012). Zusätzlich findet hier eine Wärmerückgewinnung aus dem Grauwasser statt, die zur Warmwasserbereitung bzw. Trinkwasservorwärmung eingesetzt wird (Nolde 2012). Das Schwarzwasser wird zur zentralen Kläranlage geleitet und dort konventionell behandelt (Nolde 2012).

Diskussion der relevanten Projektergebnisse

Hinsichtlich des Wasserstroms bietet dieses System Vorteile. Eine abschließende Bewertung der Energieströme kann mit den vorliegenden Informationen nicht erfolgen. Bei den Nährstoffen sind im Vergleich zum konventionellen System keine Vorteile festzustellen.

Wasser

Durch die Nutzung des Brauchwassers wird der Trinkwasserbedarf reduziert.

Nährstoffe

Da das Schwarzwasser konventionell behandelt wird, bietet das System im Hinblick auf Gewässerschutz im Vergleich zum konventionellen System keine Vorteile.

Energie

Der Energiebedarf steigt einerseits aufgrund der getrennten Behandlung des Grauwasserstroms, andererseits wird durch die Wärmerückgewinnung Energie gewonnen.

(9) Hamburg – Ökologische Siedlung Allermöhe

Projektbeschreibung

Die ökologische Siedlung Allermöhe in Hamburg besteht aus 36 Wohneinheiten mit 140 Bewohnern (Rauschning et al. 2011). Das Regenwasser wird in der Siedlung einerseits in Mulden und Gräben versickert und andererseits in unterirdischen Zisternen für die Bewässerung von Grünflächen und Gärten gesammelt (Rauschning et al. 2011). Zum Teil wird es auch für die Waschmaschinen eingesetzt. Alle Wohnungen verfügen über ein Komposttoiletten-System. Die Fäkalien gelangen über ein Fallrohr in Kompostierungsbehälter und werden dort zusammen mit Küchen- und Gartenabfällen sowie Strukturmaterialien unter regelmäßiger Durchmischung kompostiert (Rauschning et al. 2011; DWA 2008b). Die Kompostmaterialien werden nach einer Lagerung/Kompostierung von mindestens 2 Jahren als Dünger in den Gärten und Grünanlagen eingesetzt (Rauschning et al. 2011). Das Sickerwasser aus der Kompostierung wird als Flüssigdünger in den Gärten eingesetzt (Rauschning et al. 2011). Durch Sedimentation erfolgt die Vorbehandlung des schwer belasteten Grauwassers (DWA 2008b). Anschließend wird es in einer Pflanzenkläranlage behandelt und in Gewässer eingeleitet (Rauschning et al. 2011).

Diskussion der relevanten Projektergebnisse

Hinsichtlich der Stoffströme Wasser und Nährstoffe schneidet das System im Vergleich zum konventionellen System besser ab. Aus energetischer Sicht ist eine abschließende Bewertung mit den vorliegenden Informationen nicht möglich.

Wasser

Durch die Komposttoiletten und weitestgehend wasserlose Technik (kein Spülwasser notwendig) werden große Trinkwassereinsparungen erzielt.

Nährstoffe

Die Nährstoffeinträge in Gewässer sind im Vergleich zum konventionellen System viel geringer da hier nur das nährstoffarme Grauwasser nach Behandlung in die Gewässer eingeleitet wird und die Fäkalien kompostiert werden.

Energie

Der Energiebedarf für die Toilettenbelüftung kann sich hier bezogen auf die Gesamtenergiebilanz negativ auswirken (DWA 2008b).

(10) Asahikawa City in Japan –Asahiyama Zoo

Projektbeschreibung

In der Stadt Asahikawa in Japan wurden im Jahr 1997 in einem Zoo mit 6 Mitarbeitern und jährlich rund 3. Mio. Besuchern 31 Komposttoiletten installiert (DWA 2008b). Die Fäkalien werden über einen Fallschacht zu Kompostbehältern geführt und dort unter Zugabe von Strukturmaterialien und Bioabfällen bei regelmäßiger Durchmischung kompostiert (DWA 2008b). Der entstehende Kompost wird in der Landwirtschaft eingesetzt und das Sickerwasser verdampft (DWA 2008b). Das anfallende Grauwasser wird zu einer kommunalen Kläranlage geleitet und konventionell behandelt (DWA 2008b).

Diskussion der relevanten Projektergebnisse

Hinsichtlich der Stoffströme Wasser und Nährstoffe bietet dieses System im Vergleich zum konventionellen System signifikante Vorteile. Aus energetischer Sicht schneidet das System im Vergleich schlechter ab.

Wasser

Dadurch, dass kein Spülwasser notwendig ist, wird der Trinkwasserbedarf reduziert.

Nährstoffe

Aufgrund der Kompostierung von Fäkalien wird der Nährstoffeintrag in Gewässer minimiert. Hier wird nur das nährstoffarme Grauwasser nach einer konventionellen Behandlung in Gewässer eingeleitet.

Energie

Der Energiebedarf für die Toilettenbelüftung und Verdampfung des Sickerwassers wirken sich negativ auf die Energiebilanz aus (DWA 2008b).

(11) Orhem in Schweden

Projektbeschreibung

In diesem Projekt wurden in einer ökologischen Wohnsiedlung alternative Wasserinfrastruktursysteme für 80 Bewohner in 32 Wohnungen installiert (DWA 2008b). Es handelt sich dabei um ein 3-Stoffstromsystem. Der Urin wird in Speichertanks gesammelt und nach einer Lagerung von mindestens einem halben Jahr als Dünger in der Landwirtschaft eingesetzt (DWA 2008b). Die Fäzes werden getrennt vom Urin in luftisolierten Behältern gesammelt, um anschließend unter Zugabe von Grünabfällen und Stroh kompostiert zu werden (DWA 2008b). Der Kompost wird ebenfalls als Dünger verwendet. Das Grauwasser sowie das Regenwasser werden zur kommunalen Kläranlage geleitet und konventionell behandelt (DWA 2008b).

Diskussion der relevanten Projektergebnisse

Ähnlich wie beim vorangegangenen Projekt schneidet das System hinsichtlich der Stoffströme Wasser und Nährstoffe im Vergleich zum konventionellen System besser ab. Aus energetischer Sicht weist das System im Vergleich Nachteile auf.

Wasser

Auch hier wird der Trinkwasserbedarf durch die weitestgehend wasserlose Technik reduziert.

Nährstoffe

Der Nährstoffeintrag in Gewässer wird durch die Abtrennung der Fäkalien minimiert.

Energie

Der Energiebedarf für die Toilettenbelüftung wirkt sich bezogen auf die Energiebilanz negativ aus.

(12) Dongsheng China – Eco-town

Projektbeschreibung

In diesem Projekt wird der Urin von etwa 600 Wohnungen getrennt von den Fäzes durch wasserlose Urinale und Trenntoiletten in Speichertanks gesammelt (DWA 2008b). Anschließend wird der Urin als Düngemittel in der Landwirtschaft verwendet (Lixia et al. 2008). Die Fäzes werden gesammelt und zusammen mit Bioabfällen für den Einsatz als Bodenverbesserer in der Landwirtschaft kompostiert (Lixia et al. 2008). Das schwer belastete Grauwasser wird in einem belüfteten Klärtank mit einer nachfolgenden Chlorierung dezentral behandelt (DWA 2008b). Das behandelte Grauwasser wird in einem Teich gespeichert und zur Bewässerung genutzt oder zusammen mit dem Regenwasser versickert (DWA 2008b).

Diskussion der relevanten Projektergebnisse

Auch bei diesem System können hinsichtlich der Stoffströme Wasser und Nährstoffe signifikante Vorteile festgestellt werden. Aus energetischer Sicht schneidet das System im Vergleich schlechter ab.

Wasser

Der Bedarf an Trinkwasser wird durch die wassersparende Technik (wasserlose Urinale und Trenntoiletten) verringert.

Nährstoffe

Es findet kein Nährstoffeintrag in Gewässer statt, da die Fäkalien abgetrennt, in der Landwirtschaft genutzt und das behandelte Grauwasser nicht in Gewässer eingeleitet wird.

Energie

Der Energiebedarf für die Toilettenbelüftung und die dezentrale Grauwasserbehandlung wirken sich bezogen auf die Energiebilanz nachteilig aus.

2.4.2 Zentrale Ergebnisse aus den Beispielprojekten

In Tabelle 1 werden die zentralen Ergebnisse der vorgestellten Projekte zusammengefasst. Die Kategorien „Wasser“, „Nährstoffe“ und „Energie“ werden dabei im Vergleich zu konventionellen Systemen aufgrund der vorliegenden Informationen qualitativ mit +, x und - bewertet. Dabei steht das + für eine bessere und das - für eine schlechtere Leistung. Bei x bleibt die Leistung unverändert.

Tabelle 1: Stand der Wissenschaft und Technik –Gegenüberstellung der vorgestellten Projekte

Projekt-Nr.	Projektdimension	Behandelte Stoffströme	Technik	Wasser	Nährstoffe	Energie
(1)	100 Wohnhäuser	RW Abwasser	RW: Rotationsscheibenfilter und UV-Desinfektion. Abwasser: Ableitung durch Vakuumsystem, Behandlung mit Küchenabfällen: anaerobe Behandlung, Membranfiltration, Nährstoffrückgewinnung (Magnesiumammoniumphosphat-Fällung und Ionenaustauscher).	+	+	-
(2)	88 Wohneinheiten + 1 Schule	Urin Braunwasser + GW	Urin: Sammlung in Speicherbehälter für den Einsatz in der Landwirtschaft. Braunwasser/GW: Ableitung durch Schwerkraftleitungssystem, anschließend Fest-Flüssig-Trennung, Kompostierung der Feststoffe, Reinigung der flüssigen Phase in Pflanzenkläranlage.	+	+	+
(3)	30 Wohneinheiten (140 Einwohner)	GW SW RW	GW: Ableitung durch Schwerkraftkanalisation, Abtrennung von Feststoffen und Behandlung in Pflanzenkläranlage SW: Ableitung durch Vakuumsystem, konventionelle (zentrale) 3-stufige Behandlung. RW: oberflächige Ableitung und Versickerung in dezentralen Mulden im Gebiet.	+	x	-

(4)	8 Einwohner	Urin Braunwasser + GW	Urin: Lagerung und Einsatz in der Landwirtschaft. Braunwasser/GW: gemeinsame Ableitung, Fest-Flüssig-Trennung, Kompostierung der Feststoffe, Reinigung der flüssigen Phase in Pflanzenkläranlage.	+	+	+*
(5)	8 Wohnungen 200 Mitarbeiter	GW SW	GW, SW: Membranbioreaktoren, Oxidation mit Ozon und nachgeschaltete UV-Desinfektion, Nutzung der Feststoffe zur Vermikompostierung. GW: zusätzlich Filtrierung mit Aktivkohlefilter, Ultrafiltration, Teilstrom-Umkehrosmose.	+	+	-
(6)	10 Wohngebäude + 1 Betriebsgebäude	Braunwasser GW Urin	Braunwasser: Schwerkraft- und Vakuumtrenntoiletten, Braunwasser aus Schwerkrafttrenntoiletten: Entwässerung und Eindickung in Grobfilter, Kompostierung der Feststoffe, mechanische Behandlung der flüssigen Phase mit dem GW , Reinigung in Pflanzenkläranlage. Braunwasser aus den Vakuumtrenntoiletten: Behandlung in Biogasanlage unter Zugabe von Bioabfällen. Urin: Lagerung in Speichertanks für einen späteren Einsatz in der Landwirtschaft.	+	+	x*
(7)	200 Mitarbeiter	Urin Braunwasser GW	Urin: Sammlung in Speichertanks, Rückgewinnung von Phosphor und Stickstoff durch Magnesiumammoniumphosphat-Fällung sowie Stripp- und Adsorptionsverfahren, Stabilisierung mittels Membranbelebungsverfahren. Braunwasser: Fest-Flüssig-Trennung, Behandlung der flüssigen Phase mittels Membranbelebungsverfahren, Behandlung der Feststoffe in Biogasanlage. GW: Behandlung mittels Membranbelebungsverfahren.	+	+	-
(8)	41 Wohneinheiten (110 Bewohner)	GW SW	GW: Behandlung über Wirbelbettreaktoren inklusive Desinfektion, zusätzlich Wärmerückgewinnung aus GW. SW: Ableitung zur zentralen Kläranlage und konventionelle Behandlung.	+	x	+*
(9)	36 Wohneinheiten (140 Bewohner)	RW Fäkalien GW	RW: Versickerung in Mulden/Gräben, Sammlung für Bewässerung von Grünflächen/Gärten, z.T. Nutzung für Waschmaschinen. Fäkalien: Kompostierung zusammen mit Küchen- und Gartenabfällen sowie Strukturmaterialien, Nutzung des Sickerwassers aus der Kompostierung als Flüssigdünger. GW: Vorbehandlung durch Sedimentation, anschließend Behandlung in Pflanzenkläranlage.	+	+	-*
(10)	6 Mitarbeiter Jährlich 3 Mio. Besucher	Fäkalien GW	Fäkalien: Kompostierung unter Zugabe von Strukturmaterialien und Bioabfällen, Verdampfung des Sickerwassers. GW: Ableitung zur kommunalen Kläranlage und konventionelle Behandlung.	+	+	-
(11)	32 Wohnungen (80 Bewohner)	Urin Fäzes GW + RW	Urin: Sammlung in Speichertanks und Einsatz in der Landwirtschaft. Fäzes: Sammlung in luftisolierten Behältern, anschließend Kompostierung unter Zugabe von Grünabfällen und Stroh. GW, RW: Ableitung zur kommunalen Kläranlage und konventionelle Behandlung.	+	+	-
(12)	600 Wohnungen	Urin Fäzes GW	Urin: Sammlung in Speichertanks und Verwendung als Düngemittel in der Landwirtschaft. Fäzes: Kompostierung zusammen mit Bioabfällen für den Einsatz als Bodenverbesser in der Landwirtschaft. GW: dezentrale Behandlung in einem belüfteten Klärtank mit nachfolgender Chlorierung.	+	+	-

*Eine abschließende Bewertung der Energieströme ist mit den vorliegenden Informationen nicht möglich. Hierfür müsste eine detaillierte Energiebilanz (Produktion abzüglich Bedarf) durchgeführt werden.

2.4.3 Gesamtbewertung

Wie den vorgestellten Projekten zu entnehmen ist, gestaltet sich ein direkter Vergleich der realisierten Wasserinfrastruktursysteme miteinander aufgrund der Unterschiede in den jeweiligen Behandlungszielen und -techniken recht schwierig. Hinzu kommt, dass die Rahmenbedingungen der einzelnen Projekte eine entscheidende Rolle spielen und teilweise stark differieren. Diese im Detail ausführlich zu behandeln, wäre mit einer ausgiebigen Recherche zu jedem einzelnen Projekt verbunden, was letztlich den für dieses Kapitel gesetzten Rahmen sprengen würde. In weiterführenden Arbeiten könnten weitere Erkenntnisse aus den Projektbeispielen erlangt werden, indem deren Fokus auf die detaillierte Recherche der jeweiligen Rahmenbedingungen gesetzt wird. Eine abschließende ökologische Bewertung der vorgestellten Projekte ist ohne eine ganzheitliche bzw. systematische Betrachtung mit Berücksichtigung aller Bilanzen und spezifischen Rahmenbedingungen nicht möglich. Da das primäre Ziel bei der Einführung alternativer Wasserinfrastruktursysteme die Trinkwassereinsparung ist, werden weitere relevante Kriterien wie z.B. Energiebilanzen, Nährstoffeinträge in Gewässer oder Nährstoffrückgewinnung oft nicht systematisch untersucht und gar nicht bzw. nur qualitativ bewertet. In den vorgestellten Projekten wurden daher jeweils nur Teilaspekte betrachtet und bewertet. Zum Beispiel ist mit den vorliegenden Informationen schwierig zu bewerten, ob diese Systeme im Vergleich zum konventionellen System eine bessere oder schlechtere Energiebilanz aufweisen. Dazu müssten **alle Energieverbräuche** (Energiebedarf für die Trinkwasserbereitstellung, Abwasserableitung, Abwasser- und Klärschlammbehandlung, Regenwasserableitung/-behandlung, Nährstoffrückgewinnung, Aufbereitung der Co-Substrate, Biogasaufbereitung, Wärmerückgewinnung usw.) aber auch **alle produzierten Energiemengen** (z.B. Strom, Wärme, Biogas und Biomethan) berücksichtigt werden. Meist liegt der Fokus jedoch auf dem Energieverbrauch und die Gesamtbilanz wird nicht berücksichtigt.

Je nach Untersuchungsrahmen und Systemgrenze könnten weitere Aspekte, wie zum Beispiel die Energieeinsparungen infolge der Substitution von Kunstdünger durch Kompost, berücksichtigt werden. Bezüglich der Nährstoffbilanzen wäre es denkbar neben den Nährstoffeinträgen in Gewässer auch die Nährstoffemissionen in den Boden zu berücksichtigen. Eine ganzheitliche Betrachtung und Bewertung der Projekte wurde jedoch nicht durchgeführt bzw. steht nicht zur Verfügung. Deshalb kann kein gesamtheitliches Urteil getroffen werden, ob die in dieser Arbeit diskutierten alternativen Wasserinfrastruktursysteme im Vergleich zu den bestehenden (konventionellen) Systemen mit Blick auf **alle untersuchte Stoff- und Energieströme** einen höheren Beitrag zur Ressourcenschonung/-effizienz leisten können. Lediglich eine Verringerung des Trinkwasserbedarfs durch die alternativen Systeme ist in jedem Fall gegeben. Bei der Beurteilung der Vorteilhaftigkeit bzw. des Gesamtnutzens der Projekte unter Berücksichtigung der jeweiligen Rahmenbedingungen kann deshalb nicht „das absolut beste System“ oder „absolut schlechteste System“ identifiziert werden. Jedes System weist Vor- und Nachteile auf. (Woltersdorf 2016) bestätigt dieses Ergebnis in Ihrer Dissertation. Im Rahmen des

Forschungsprojekts CuveWaters²² wurden in einem Fallbeispiel für den zentralen Norden Namibias die Regenwassernutzung sowie die Abwasserwiederverwendung zur Bewässerung von landwirtschaftlichen Flächen untersucht und bewertet. Bei der Bewertung haben ökologische, technische, wirtschaftliche, soziale, politische und institutionelle Aspekte eine Rolle gespielt (Woltersdorf 2016). Die alternative Wasserinfrastruktur im Norden Namibias birgt mit Blick auf Nachhaltigkeitsziele viele Vorteile, wobei auch Nachteile zu verzeichnen sind (Woltersdorf 2016). Zu gleichem Ergebnis kommt auch (Meininger 2010), wobei die Ressourceneffizienz verschiedener städtischer Abwasserinfrastrukturen untersucht wurden. Neben der Arbeit von (Meininger 2010) liegen in diesem Kontext auf Gesamtstadtebene keine (Stoffstrom-)Untersuchungen vor. Die Untersuchungen von Meininger ergaben, dass kein technisches System in Bezug auf alle untersuchten Stoffströme als das „absolut beste System“ identifiziert werden kann. Sie konnten jedoch zeigen, dass durch den Einsatz alternativer Wasserinfrastruktursysteme der Bedarf an Trinkwasser erheblich reduziert werden kann. Dieses Ergebnis wird durch die oben vorgestellten Projekte bestätigt. Weiterhin stellte sich heraus, dass durch die Stoffstromtrennung eine Verringerung der Gewässerbelastung möglich ist, wobei das Potenzial dazu je nach System sehr unterschiedlich sein kann. Die Untersuchungen ergaben auch, dass beim Stoffstrom Energie viele verschiedene Faktoren (z.B. Behandlungstechnik, Transportaufwendungen, Co-Substratart und -mengen, Energieproduktion usw.) eine entscheidende Rolle spielen, weshalb hier auch pauschal keine Aussagen bezüglich Vorteilhaftigkeit der alternativen Systeme im Vergleich zu konventionellen Systemen getroffen werden können. Genauere Aussagen können nur durch Fall-zu-Fall-Prüfungen und Berücksichtigung aller spezifischen Aspekte gemacht werden. Darüber hinaus müssten für eine Bewertung der Systeme weitere nicht-ökologische Kriterien (z.B. technische oder soziokulturelle Kriterien) berücksichtigt werden.

2.4.4 Neuigkeitswert der Arbeit

Der Neuigkeitswert der vorliegenden Arbeit liegt in der

- Bilanzierung von Wasser-, Energie-, Phosphor- und Stickstoffströmen von verschiedenen konventionellen sowie alternativen technischen Systemvarianten der Wasserinfrastruktur auf Gesamtstadtebene für zwei Städte aus je einem Industrie- und Schwellenland,
- Identifizierung von Potenzialen zur Ressourcenschonung/-effizienz bei einer mittel- bis langfristigen Transformation der Wasserinfrastruktur auf Gesamtstadtebene,
- multikriteriellen Bewertung der Wasserinfrastruktursysteme mithilfe von Nutzwertanalysen und Identifizierung der nachhaltigsten technischen Systemvariante auf Gesamtstadtebene,
- Bewertung der Sinnhaftigkeit einer mittel- bis langfristigen Transformation der Wasserinfrastruktur in den untersuchten sowie weiteren Städten,

²² BMBF-Projekt: Integriertes Wasserressourcen-Management im Cuvelai-Etosha Becken (Namibia) (BMBF o.J.).

- Erstellung eines Modellierungstools mit der Software SIMBOX für die Analyse von Stoff- und Energieströmen der betrachteten technischen Systemvarianten sowie weiterer Wasserinfrastruktursysteme,
- Erstellung einer fundierten Datenbank für die Modellierung von Stoff- und Energieströmen konventioneller sowie alternativer Wasserinfrastruktursysteme und
- Betrachtung der Bioabfallbehandlung auf Gesamtstadtebene.

Im aktuellen Literaturbestand mangelt es (mit der Ausnahme der Arbeit von Meininger) an ganzheitlichen/systematischen Behandlungen und Bewertungen verschiedener technischer Systemvarianten der Wasserinfrastruktur auf Groß- bzw. Gesamtstadtebene. Eine Transformation der bestehenden (konventionellen) Wasserinfrastruktursysteme auf Gesamtstadtebene bzw. ein Systemwechsel wurde bisher nicht systematisch untersucht. Es gibt weltweit keine wissenschaftlichen Studien, welche den Umbau der Wasserinfrastruktur in größerem Maßstab bzw. auf Gesamtstadtebene erforschen. Der wissenschaftliche Fokus liegt weiterhin vielmehr auf Demonstrationsprojekten bzw. auf der Implementierung einzelner Projekte (z.B. in Wohngebäuden/-blöcken, Büros, Hotels, Ferienhäusern), woraus zukünftig weitere Erkenntnisse für eine langfristige Transformation erhalten werden sollen. Diese Projekte wurden für maximal 600 Wohnungen konzipiert (siehe Tabelle 1). Inzwischen werden sie auch auf Stadtquartieren realisiert. Größere Schritte für eine Transformation der Wasserinfrastruktur auf Stadtebene werden jedoch in der Praxis nicht gegangen und Erfahrungen werden und wurden nur vereinzelt in Modellvorhaben gesammelt (Kerber et al. 2016).

Bisher durchgeführte Arbeiten behandeln in diesem Kontext entweder Ökobilanzen und konzentrieren sich auf ökologische Aspekte oder sie beschäftigen sich nur mit Stoffstromanalysen bzw. qualitativen Bewertungen. Die vorliegende Arbeit führt zu einer Weiterentwicklung des aktuellen Forschungsstands, indem die Themenbereiche Bilanzierung/Stoffstromanalyse und multikriterielle Bewertung anhand verschiedener Wasserinfrastruktursysteme auf Gesamtstadtebene kombiniert erarbeitet werden. Die Wasser-, Energie-, Phosphor- und Stickstoffströme von sechs verschiedenen konventionellen sowie alternativen technischen Systemvarianten der Wasserinfrastruktur werden auf Gesamtstadtebene für zwei Städte aus je einem Industrie- und Schwellenland bilanziert und mithilfe von Nutzwertanalysen (quantitativen und qualitativen Bewertungskriterien²³) bewertet. Dabei werden die relevanten städtischen Bedingungen (z.B. Fläche, Versiegelungsgrad, Abflussbeiwert, Infiltrations- und Exfiltrationsraten, Anteil des Misch- bzw. Trennsystems, Niederschlagsmengen, Einwohnerzahl, spezifischer TW-Bedarf etc.) berücksichtigt. Daraus resultierend werden Potenziale zur Ressourcenschonung/-effizienz bei einer mittel- bis langfristigen Transformation der Wasserinfrastruktur sowie die nachhaltigste Alternative identifiziert. Weiterhin wird die Sinnhaftigkeit

²³ Für die Bewertung wurden neben den quantitativen Ergebnissen aus den Stoffstromanalysen weitere qualitative Kriterien herangezogen (siehe Kapitel 5.6.2).

einer mittel- bis langfristigen Transformation der Wasserinfrastruktur in den untersuchten sowie weiteren Städten diskutiert. Bei der Auswahl und Untersuchung der alternativen technischen Systemvarianten der Wasserinfrastruktur wurden die zwei aktuell weltweit größten Umsetzungsprojekte auf Stadtquartierebene „Semizentral“ für 12.000 Einwohner und „HWC“²⁴ für über 2.000 Einwohner (siehe Kapitel 5.4.2) berücksichtigt.

Für die Modellierungsarbeiten wurde mit der Software SIMBOX ein Tool entwickelt, das durch Anpassungen/Erweiterungen für die Analyse weiterer Wasserinfrastruktursysteme auf verschiedenen Ebenen (Haus-, Block-, Quartier- sowie Stadtebene) eingesetzt werden kann.

In der Literatur gibt es bisher keine zusammenfassende Darstellung der Daten zur konventionellen und alternativen Wasserversorgung und Abwasserbehandlung (insbesondere für Schwellenländer). Die Datensammlung dieser Arbeit bietet eine entsprechende Datenbasis und kann demnach als Grundlage für folgende Studien herangezogen werden, um deren Rechercheaufwand deutlich zu reduzieren. Viele der eingesetzten Daten sind nicht systemspezifisch und können auf weitere Systeme übertragen werden. Weiterhin kann die hier zusammengestellte Datenbank genutzt werden, um durch Erweiterungen und Aktualisierung ein Angebot zu schaffen, welches ein Anspruch auf Vollständigkeit erhebt.

Neben der Betrachtung der verschiedenen technischen Systemvarianten der Wasserinfrastruktur wurden auch die Behandlung von Bioabfällen auf Gesamtstadtebene sowie deren Potenzial zur Energie- und Nährstoffrückgewinnung betrachtet.

3 Stoffstromanalysen

Die Stoffstromanalyse²⁵ ist ein Werkzeug des Stoffstrommanagements²⁶. Sie hat sich als eine systemanalytische Methode zur Erfassung, Beschreibung und Bewertung/Interpretation von Material- und Stoffströmen (Inputs und Outputs) – ohne die Betrachtung der Umweltwirkungen²⁷ – von

²⁴ Bei dieser Systemvariante wurde eine optimierte Version des Umsetzungsprojektes modelliert.

²⁵ Auch bekannt als: Stoffflussanalyse, Materialflussanalyse, substance flow analysis, material flow analysis, analysis of material fluxes, material flow accounting.

²⁶ „Stoffstrommanagement ist die zielorientierte, verantwortliche, ganzheitliche und effiziente Beeinflussung von Stoffströmen, wobei die Zielvorgaben aus dem ökologischen und ökonomischen Bereich kommen, unter Berücksichtigung von sozialen Aspekten“ (Deutscher Bundestag 1994).

Das Öko-Institut e.V. definierte im Jahr 1995 den Begriff des Stoffstrommanagements „als das aktive, bewusste und effiziente, an anspruchsvollen Umweltzielen orientierte, produktlinien-, medien-, sowie akteursübergreifende Beeinflussen von Stoffströmen. Stoffstrommanagement im engeren Sinn umfasst die Schritte, Stoffstromanalyse, Stoffstrombewertung, Strategieentwicklung, Umsetzung und Erfolgskontrolle, wobei die Aufgaben von Akteuren wahrgenommen werden“ (Schüler et al. 2004).

²⁷ Bei Stoffstromanalysen stehen die Wege und Mengen der Material-, Stoff- und Energieflüsse eines Systems im Vordergrund während z.B. bei Ökobilanzen auch die mit diesen Flüssen verbundenen Umweltwirkungen bewertet werden (UBA 2012). Stoffstromanalysen und Ökobilanzen können sich jedoch durch die Nutzung von Synergieeffekten trotz methodischer Unterschiede ergänzen. Die Durchführung von Stoffstromanalysen ist mit weniger Aufwand verbunden, sie liefert aber wichtige Informationen für eine Ökobilanz (Beckenbach/Urban 2011).

Dienstleistungen, Produkten, Verfahren etc. bewährt (Brunner/Rechberger 2004; Baccini/Bader 1996; Baccini/Brunner 1991).

Die Stoffstromanalyse ermöglicht die Identifizierung von Potenzialen zur Verringerung von Umweltwirkungen (Energie- und Ressourcenverbrauch, Emissionen etc.) und Kosten (IfaS 2008; Baccini/Bader 1996). Entsprechend befähigt die Stoffstromanalyse zur Optimierung der ökologischen und ökonomischen Leistungsfähigkeit von Verfahren oder Dienstleistungen.

Durch die Bilanzierung von In- bzw. Outputdaten und dem resultierenden Gewinn an Transparenz von System- bzw. Prozessabläufen, können Maßnahmen zur Effizienzsteigerung identifiziert werden. Hierzu müssen alle relevanten Stoffströme erfasst und analysiert werden. Beim Stoffstrommanagement können durch u.a. Umstellung und Kombination bisheriger Systeme bzw. Prozesse Stoffe, die als Rest-/Abfallstoffe betrachtet wurden, in neuen Wertschöpfungsketten weiterverwendet und statt Abfall als Ressource betrachtet werden. Durch die ganzheitliche Betrachtung können Synergieeffekte und Verbundvorteile zwischen verschiedenen Stoffströmen entstehen, die zur Optimierung der Prozesse bzw. Systeme sowohl auf der technischen als auch auf der organisatorischen Ebene genutzt werden können (IfaS 2008; Schüler et al. 2004).

Stoffstromanalysen werden aus den genannten Gründen – früher hauptsächlich aus wirtschaftlichen und weniger aus ökologischen Gesichtspunkten – in verschiedenen Bereichen wie z.B. in der chemischen Prozesstechnik (Levenspiel 1962; McCabe/Smith 1956), in der Wirtschaft (Leontief 1936), in der Landwirtschaft (Baccini et al. 1993), in Privathaushalten (Baccini et al. 1993), in ganzen Regionen (Brunner/Baccini 1992) sowie in industriellen und gewerblichen Betrieben (Steinbach 1991; Bailly/Tayart de Borms 1977) eingesetzt.

3.1 Nachteile von Stoffstromanalysen

Die Aussagefähigkeit von Stoffstromanalysen ist beschränkt und besitzt nur in Relation zu einer bestimmten Fragestellung bzw. im Rahmen der Systemgrenzen unter vorgegebenen Bedingungen Gültigkeit (Brunner/Rechberger 2004).

Ein wesentliches Problem bei der Erstellung von Stoffstromanalysen stellt oft die eingeschränkte Verfügbarkeit geeigneter Daten dar. Meistens bestehen Stoffstromanalysen aus mehreren verschiedenen Prozessen, die miteinander verbunden sind. Die Beschaffung und Verwaltung von Daten sind deshalb bei einer Stoffstromanalyse von großer Bedeutung und gehören zu den Kernaufgaben einer Stoffstromanalyse.

Durch die Nutzung von umfangreichen Datenbanken und verschiedenen Software-Systemen ist der Aufwand zur Erstellung von Stoffstromanalysen zwar verringert worden, solch gewonnene Daten liefern jedoch lediglich Durchschnittswerte. Deren Werte könnten sich von den tatsächlichen Größen relevant unterscheiden, was zu fehlerbehafteten Ergebnissen der Stoffstromanalyse führen kann.

Jede Stoffstromanalyse ist ein Einzelfall und die Ergebnisse des Einzelfalls können nicht auf andere Situationen bzw. andere Systeme übertragen werden. Deshalb ist eine Angabe zur Qualität der erhobenen Daten hinsichtlich Aktualität und Signifikanz für die Interpretation der Ergebnisse von besonderer Bedeutung.

Im Rahmen von Stoffstromanalysen werden soziale und ökonomische Aspekte sowie Fragen zur technischen Machbarkeit nicht betrachtet (Brunner/Rechberger 2004). Aus diesem Grund sollte eine Stoffstromanalyse nicht als alleinige Entscheidungsgrundlage für oder gegen ein System bzw. eine Maßnahme dienen. Die Stoffstromanalyse kann allerdings im Verbund mit der Betrachtung aller Aspekte des Systems als eine Basis für Schlussfolgerungen, Empfehlungen und als Entscheidungshilfe zum Entscheidungsprozess dienen.

3.2 Bilanzarten bei der Durchführung von Stoffstromanalysen

Nachfolgend werden die verschiedenen Bilanzarten bei der Durchführung von Stoffstromanalysen kurz dargestellt. Man unterscheidet je nach Fragestellung zwischen drei verschiedenen Bilanzarten (Jäger/Karger 2006; Baccini/Bader 1996):

1. Prozessbezogen: Betrachtung der Prozesse (z.B. Abläufe innerhalb eines Unternehmens) zur Untersuchung der Ursache der Stoffströme,
2. Produktbezogen: Hervorhebung einzelner Lebensphasen eines Produktes (z.B. Herstellung, Nutzung, Entsorgung), dabei werden auch alle Vorleistungen (alle eingesetzten Materialien zur Herstellung des Produktes) und die mit einer bestimmten Funktion des Produktes verbundenen Wirkungen betrachtet. Beispiele hierzu sind Produkt-Ökobilanzen oder Produktlinienanalysen,
3. Stoffbezogen: Darstellung von Verzweigungen und Umwandlungen eines bestimmten Stoffes innerhalb bestimmter Systemgrenzen auf dessen Weg durch natürliche und technische Systeme, unabhängig von den mit der Erfüllung einer Funktion verbundenen Wirkungen, z.B. Stoff- und Energiebilanzen.

3.3 Mathematische Grundlagen von Stoffstromanalysen

Zur Durchführung von Stoffstrom- und Energieanalysen bzw. zur mathematischen Berechnung von Stoff- und Energieströmen erfolgen Input-Output-Analysen für die zu untersuchenden Prozesse. Hierzu werden die Outputs aus einem Prozess ins Verhältnis zu den Inputs des Prozesses gesetzt. Das heißt, dass eine bestimmte Menge eines Stoffes (Input) in den Prozess gegeben wird, was später in Form eines oder mehrerer Outputströme aus dem Prozess herauskommt. Bei dieser Art der Bilanzierung gilt der erste Hauptsatz der Thermodynamik, wonach in einem abgeschlossenen Prozess bzw. System keine Massen und Energien verloren gehen sondern nur ihren Zustand ändern (Baccini/Bader 1996). So

müssen der Input und Output gleiche Werte haben, wenn es keine Lagerbildung gibt (Brunner/Rechberger 2004; Bringezu et al. 2002).

Die folgende Abbildung stellt zur Veranschaulichung der Stoffstromanalyse die Bilanzierung eines Prozesses mit einem Inputgut und drei Outputgütern dar. Das Inputgut a wird in den Prozess 1 hineingegeben und die Outputgüter b, c und d kommen als Ergebnis aus dem Prozess 1 heraus. Die Mengen von a, b, c und d können dabei entweder die Massen der Güter oder die Teilmassen eines Stoffes (in dem Fall Stoff i) in den entsprechenden Gütern a, b, c und d sein.

Materialbilanz: $a = b + c + d$

Stoffbilanz für Stoff i: $a_i = b_i + c_i + d_i$

Bedingung: keine Lagerveränderung in Prozess 1!

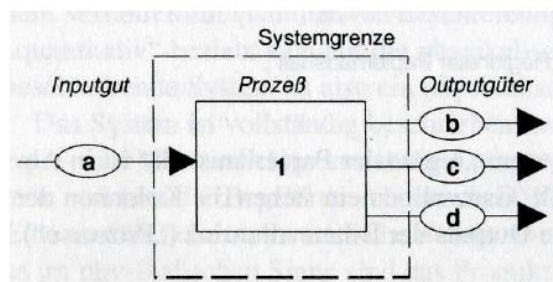


Abbildung 2: Bilanzierungsbeispiel bei einer Stoffstromanalyse (Baccini/Bader 1996)

3.4 Stoffstromanalysen in der Siedlungswasserwirtschaft

Die Durchführung von Stoffstromanalysen²⁸ in der Siedlungswasserwirtschaft ermöglicht eine kritische Sicht auf die Wasserversorgung und Abwasserentsorgung. Sie hilft als ein Instrument zur Bewertung der Umweltverträglichkeit und Nachhaltigkeit der Wasserinfrastruktursysteme. Weiterhin kann die Stoffstromanalyse als Entscheidungshilfe für die Planung von zukünftigen Systemen (Erstellung von Zukunftsprognosen) bzw. Betriebsoptimierung sowie zur Früherkennung von (Umwelt-)Problemen dienen.

Stoffstromanalysen werden in der Siedlungswasserwirtschaft seit längerem zur Ermittlung und Identifizierung von Handlungsprioritäten sowie von wasserwirtschaftlichen Maßnahmen genutzt (Davoudi et al. 2016; Woltersdorf 2016; Fuchs et al. 2008; Huang et al. 2006; Magid et al. 2006; Schmid et al. 2006; Tangsubkul et al. 2005; Montangero et al. 2004; Forster et al. 2003; Grangler et al. 2002; Gray/Becker 2002; Jeppsson/Hellstrom 2002; Gumbo 1999; Herrmann/Klaus 1997; Baccini/Brunner 1991).

²⁸ Die Stoffstromanalyse ist nicht international genormt (im Unterschied zum z.B. Ökobilanzen) und deshalb kann sie je nach Fragestellung, Erkenntnisinteresse und Untersuchungssystem sehr unterschiedlich sein.

(Baccini et al. 1993) haben die Ver- und Entsorgungsprozesse für Haushalte der Stadt St. Gallen in der Schweiz für das Jahr 1990 qualitativ und quantitativ erfasst, um den zukünftigen Bedarf an Entsorgungsanlagen abschätzen zu können. Die Studie zeigte u.a., dass Wasser den mengenmäßig wichtigsten Input in einem Privathaushalt darstellt (80% des Güterflusses). Das kommunale Abwasser birgt somit ein bisher noch weitgehend ungenutztes Potenzial an Energie und stofflichen Ressourcen (Michel 2011).

Dass (Ab-)Wasser den mengenmäßig wichtigsten Stoffstrom darstellt, konnten (Decker et al. 2000) in einer Metastudie für jene Städte bestätigen, in denen flächendeckend eine moderne Wasserinfrastruktur aufgebaut worden ist. Bisher kann die moderne Stadt aufgrund ihrer siedlungswasserwirtschaftlichen Infrastruktur als riesiger, energieintensiver „Durchflussreaktor“ betrachtet werden, der „nicht oder noch nicht im Fließgleichgewicht“ ist (Baccini et al. 1993). Wasser wird mit Energieaufwand in hoher Qualität in die Städte transportiert, mit Nährstoffen und Umweltchemikalien beladen und muss mit hohem Energieaufwand behandelt werden, bevor es in die Gewässer eingeleitet werden kann.

Aufgrund des hohen Mengenvolumens erlaubt bereits eine teilweise Kreislaufführung in der Siedlungswasserwirtschaft signifikante Effizienzgewinne (DWA 2008b). Denn unabhängig von der Nutzungsart erfolgte bisher die Wasserversorgung von Städten einheitlich mit Wasser in Trinkwasserqualität. Abgesehen von dem Aufwand zur Veränderung der Wasserinfrastruktur²⁹, bestehen durch die differenzierte Versorgung mit unterschiedlichen Wasserqualitäten große Sparpotenziale beim Wasserverbrauch von Haushalten (Diefenbach et al. 2002), was mit Stoffstromanalysen aufgezeigt werden kann.

Auf der Stoffstromanalyse aufbauend kann die Entwicklung von Szenarien alternativer Stoffstromführungen erfolgen, um weiteres Optimierungspotenzial zu identifizieren bzw. um „ideale“ Stoffführungen und Energienutzungen identifizieren zu können.

Bei seiner Analyse und Bewertung neuer urbaner Wasserinfrastruktursysteme zeigte (Hillenbrand 2009), dass durch Regenwassernutzung sowie durch Rückgewinnung von Nährstoffen aus dem Abwasser eine Verringerung des Ressourcenverbrauchs erzielt werden kann. Bei dieser Studie handelte es sich um die Modellierung der Wasser- und Stoffströme zum Vergleich von semizentralen und traditionellen Wasserinfrastruktursystemen in der Stadt Knittlingen in Baden-Württemberg. In diesem Fall wurde ein innovatives Wasserinfrastrukturkonzept mit dem Ziel der Verbesserung der Ressourceneffizienz und der Erhöhung der Flexibilität des Gesamtsystems für ein Neubaugebiet mit etwa 100 Wohnhäusern umgesetzt (siehe auch Kapitel 2.4.1). Bislang wurden national und international viele Projekte zur Wasserwiederverwendung und zur Differenzierung von Abwasserteilströmen in kleinerem Maßstab durchgeführt. (Meininger 2010) hat die Ressourceneffizienz von verschiedenen städtischen

²⁹ Die Trennung von Abwasserteilströmen erfordert zusätzliche Leitungen sowohl innerhalb als auch außerhalb von Gebäuden.

Abwasserinfrastruktursystemen untersucht. Dabei wird deutlich, dass sich die Siedlungswasserwirtschaft in Städten unterschiedlicher Sozial- und Wirtschaftsräume erheblich unterscheiden: Während durch alternative Wasserinfrastruktursysteme in Hamburg 29% des Mineraldüngereinsatzes mit aus dem Abwasser gewonnenen Nährstoffen substituiert werden können, sind es im äthiopischen Arba Minch maximal 16% (siehe auch Kapitel 2.4). Auch für chinesische Städte konnte unter Anwendung von Stoffstromanalysen gezeigt werden, dass sich die Ressourceneffizienz verbessern lässt (Liang/Zhang 2011; Zhang/Yang 2007). Aus einer den Status-quo bestimmenden Arbeit für die Stadt Kunming (Huang et al. 2006) werden erhebliche Handlungserfordernisse im (Ab-)Wasserbereich deutlich. Abgesehen davon liegen vergleichbare Arbeiten zu Stoffstromanalysen in der Siedlungswasserwirtschaft (für Deutschland und China) nicht vor.

4 Bewertungsverfahren in der Siedlungswasserwirtschaft

Die Bewertung von Wasserinfrastruktursystemen erfolgte konventionell nur nach Kostengesichtspunkten und technischen Aspekten (Herbst 2008). Seit Anfang der neunziger Jahre wurden zur Bewertung von siedlungswasserwirtschaftlichen Systemen zunehmend auch ökologische und gesellschaftliche Aspekte/Faktoren³⁰ einbezogen (Herbst 2008; Rudolph 1980). Jedoch erfolgte die Bewertung meist in Bezug auf einzelne „Bewertungsdimensionen“ wie zum Beispiel in Form einer ökologischen Bewertung³¹ (Hillenbrand 2009; Remy/Ruhland 2006; Bringezu 1998) oder einer ökonomischen Bewertung (Oldenburg et al. 2007).

Für eine ganzheitliche Bewertung ist jedoch aus heutiger Sicht die Einzelbetrachtung der Bewertungsdimension³² Ökonomie, Ökologie und Gesellschaft/Soziales, nicht zielführend, da in der Praxis Wechselwirkungen verschiedener Faktoren und Aspekte Relevanz besitzen und nicht separat

³⁰ In den letzten Jahren hat sich auch in der Wasserforschung die Erkenntnis durchgesetzt, dass Wassertechnologien immer in ihrem gesellschaftlichen Anwendungszusammenhang bzw. in ihrer Einbindung und mit ihren Rückwirkungen auch auf ihre Umwelt- und Rahmenbedingungen betrachtet werden sollten. Für erfolgreiche Umsetzungen relevant sind nicht alleine die Betrachtungen der technischen und der ökonomischen Dimension der Anwendung einer Innovation. Vielmehr sind die angewandten Technologien auch als sozio-technisches System und in ihrer sozial-ökologischen Einbettung zu begreifen (Hummel et al. 2011; Keil et al. 2007; Ropohl 1999).

Eine nachhaltige Versorgung und Entsorgung ist so nicht nur eine Frage der Technik bzw. Ökonomie, gesellschaftliche Rahmenbedingungen/Aspekte, welche Effizienz und Zustand der Versorgungs- und Entsorgungssysteme maßgeblich bestimmen, spielen dabei auch eine große Rolle. In der neueren Literatur wird auch deutlich, dass sowohl soziokulturelle als auch institutionelle bzw. Regulationsaspekte von den Unternehmen der Siedlungswasserwirtschaft und der sie beratenden Wissenschaft bei den Zukunftsinnovationen ebenso systematisch berücksichtigt werden müssen wie ökologische Aspekte (Kluge et al. 2008).

³¹ Seit 2002 wird als ein weiterer Schritt zur ökologischen Bewertung der Ressource Wasser der Indikator „Wasserfußabdruck“ eingesetzt (Hoekstra et al. 2011). Er beschreibt die Summe des direkt und indirekt genutzten Süßwassers (UBA 2015). Somit ist der Wasserfußabdruck ein Maß für die gesamte Süßwassermenge, die Produzenten, Verbraucher und Nationen durch direkte Nutzung (z.B. zum Trinken und Kochen) und indirekte Nutzung (z.B. Wasserverbrauch bei der Nahrungsmittel- und Verbrauchsgüterproduktion etc.) verbrauchen (UBA 2015).

³² Beim Aufbau bzw. bei der Entwicklung von Bewertungssystemen/-verfahren zur Beurteilung der Nachhaltigkeit besteht das Risiko, dass Nachhaltigkeit stark durch eine der grundlegenden Nachhaltigkeits-Dimensionen dominiert wird. In der Folge ist es denkbar, dass z.B. eine „ökologische Nachhaltigkeit“ neben eine „ökonomische Nachhaltigkeit“ und eine „soziale Nachhaltigkeit“ tritt und damit das Nachhaltigkeitskonzept unscharf wird (Stieß 2009). Daher sind an das Aufeinander-Beziehen der Nachhaltigkeitsdimensionen und ihres jeweiligen Wissens besondere Anforderungen zu richten.

betrachtet bzw. bewertet werden können (Rohde et al. 2005; Horsch et al. 2001; Jung/Ertl 1998). Die Bewertung von komplexen Systemen und die Entscheidungsfindung in komplexen Fragestellungen beinhaltet viele verschiedene Faktoren (z.B. Wirtschaftsfaktoren, Stand der Technik und Wissenschaft, Konkurrenzlage einer Organisation, allgemeine politische und soziale Verhältnisse, Rechts- und Wirtschaftsordnung des Staates, Ergebnisse vorangegangener Entscheidungen) (Herbst 2008). Diese verursachen häufig Zielkonflikte zwischen Akteuren und Betroffenen. Daher kam es in den letzten Jahren, insbesondere im Bereich der effizienten und nachhaltigen Ressourcennutzung, zu einem verstärkten Einsatz von multikriteriellen Techniken und Bewertungsverfahren, wie z.B. die mehrdimensionale Bilanzrechnung, die Nutzwertanalyse, der Analytische-Hierarchie-Prozess und die Operations-Research-Methode (Herbst 2008).

Schon länger finden sie praktische Anwendung in der strategischen Unternehmensplanung sowie bei der Entscheidungsfindung etwa im Umweltmanagement oder im Gesundheitswesen. Solche Verfahren helfen bei der Überwindung von Planungsschwächen sowie bei der Strukturierung von Planungs- und Entscheidungsprozessen: „Durch die Bewertung der Handlungsoptionen anhand derjenigen Ziele, die den Akteuren wichtig sind, wird eine partizipative und wertebasierte Planung erreicht“ (Scholten et al. 2014).

Trotz des vergleichsweise hohen Aufwandes sind multikriterielle Verfahren für die Bewertung komplexer multifunktionaler Infrastruktursysteme unter Berücksichtigung von ökologischen, ökonomischen und gesellschaftlichen Aspekten klassischen Verfahren (die nur einzelne Aspekte berücksichtigen) vorzuziehen. Sie können beispielsweise durch das Aufzeigen und die Gewichtung von verschiedenen Kriterien zur Transparenz und besseren Entscheidungsfindung beitragen (Scholten et al. 2014; Brown et al. 2001). Zugleich lassen sich nicht-nachhaltige Zustände identifizieren und bei folgerichtiger Umsetzung der Bewertungsergebnisse vermeiden.

Es gibt zwischenzeitlich viele verschiedene multikriterielle Bewertungsmethoden von unterschiedlicher Komplexität und Tiefe zur Bewertung von Infrastruktursystemen der Wasserversorgung und Abwasserentsorgung. Sie werden insbesondere im Bereich Wassermanagement und strategische Planung angewandt (Hajkowicz/Collins 2007; Weistroffer et al. 2005). Dabei hängt die Wahl der Bewertungsmethode sehr stark vom Ziel der Bewertung sowie von den zur Verfügung stehenden Ressourcen (verfügbare Zeit, Informationen etc.) ab.

Teilweise haben die Verfahren Defizite in der Anwendung und sind nicht ohne weiteres übertragbar. So fehlen derzeit beispielsweise noch abstrakte Modelle, mit denen verschiedene Wasserinfrastruktursysteme mit einem vertretbaren Aufwand bewertet werden können (Herbst 2008).

Es besteht entsprechend weiterhin Bedarf an weiterführenden Forschungs- und Entwicklungsarbeiten³³, um eine ganzheitliche Bewertung von Wasserinfrastruktursystemen zu realisieren.

Im Folgenden werden nach (Hein et al. 2015) einige Verfahren aufgelistet, die häufig zur Bewertung von Infrastruktursystemen eingesetzt werden. Weiterhin gibt es darüber hinaus eine Vielzahl von weiteren Bewertungsverfahren, die in der nachfolgenden Auflistung nicht dargestellt sind.

Monetäre Verfahren:

- Kostenvergleichsrechnung,
- Kosten-Nutzen-Analyse,
- Kostenwirksamkeitsanalyse.

Ökologische Verfahren:

- Ökologische Risikoanalyse,
- Ökobilanzierung,
- Bewertungsmethoden basierend auf ökologischen Indikatoren.

Mehrdimensionale Verfahren:

- Nutzwertanalyse,
- Compromise Programming,
- Multi-Attribute Utility Theory,
- Simple Multi-Attribute Rating Technique,
- Lineare Systemoptimierung.

Reihungsverfahren:

- Analytischer Hierarchieprozess,
- Elimination et Choix Traduisant la Realite (ELECTRE),
- Preference Ranking Organisation Method for Enrichment Evaluations (PROMETHEE).

Im Folgenden wird die Nutzwertanalyse, welche das Bewertungstool dieser Arbeit darstellt, näher vorgestellt.

³³ Aufgrund der hohen Lebensdauer von technischen Infrastruktursystemen (meist über 50 Jahre) sind Bewertungen, die derartige Zeiträume umfassen, mit vielen Unsicherheiten verbunden. Zu diesen Unsicherheiten zählen z.B. zukünftige Zielvorstellungen der betroffenen Akteure, rechtliche Rahmenbedingungen oder beispielsweise die derzeit nicht oder nur teilweise erkennbaren Wechselwirkungen der verschiedenen Bereiche Wirtschaft, Technologie, Gesellschaft und Politik (Herbst 2008). Die Integrierbarkeit von verschiedenen Verfahren und Bewertungsaspekten, die Art und Weise bzw. der „Grad“ der Einbeziehung und Partizipation von beteiligten Stakeholdern, die Standardisierung und Vereinheitlichung von Bewertungsmethoden zur Reduzierung des personellen und zeitlichen Aufwands sowie zur Minimierung der Unsicherheiten, der Umgang mit Daten bei der Bewertung und Schaffung von mehr Transparenz (u.a. zur Erhöhung der Akzeptanz) sind u.a. weitere Aspekte, die weiterhin intensiv erforscht werden sollten, um innovative Projekte innovativ und zufriedenstellend bewerten zu können.

Nutzwertanalyse

Die Nutzwertanalyse gehört zu den multikriteriellen/mehrdimensionalen und nicht-monetären bzw. qualitativen Bewertungsmethoden³⁴, mit der verschiedene (oft komplexe) Handlungs-/Lösungsalternativen nach verschiedenen Zielkriterien (beispielsweise mit unter- und übergeordneten Zielkriterien) miteinander verglichen und bewertet werden können (Herbst 2008; Böhm et al. 2002; Zangemeister 1976). Sie kann entsprechend den Präferenzen der Entscheidungsträger zur Ermittlung jener Alternative beitragen, welche den relevanten Bewertungskriterien bestmöglich entspricht (Herbst 2008; Zangemeister 1976).

Die Analyse liefert den Nutzwert verschiedener Handlungs-/Lösungsalternativen. Das Analyseergebnis für jede Alternative, was durch den Nutzwert jeder Alternative dargestellt wird, ist eine Zahl bzw. ein Punktwert. Dabei erhält die im Vergleich „beste“ bzw. günstigste Alternative den höchsten (Gesamt-)Nutzwert bzw. die höchste Zahl. Somit ist die Zahl oder der Punktwert ein Indikator für den Nutzen der jeweiligen Alternative. Durch die Festlegung von Zielkriterien und deren Gewichtung bekommt der Nutzwert einen subjektiven Charakter (Herbst 2008). Um eine möglichst „objektive“ Bewertung zu haben ist es sinnvoll, bei der Durchführung der Analyse mehrere Personen bzw. Akteure miteinzubeziehen und eine Sensitivitätsanalyse durchzuführen (Fach 2013; Herbst 2008; Jäger/Karger 2006; Zangemeister 1976). Zu den Vorteilen der Nutzwertanalyse gehört die Möglichkeit der Erfassung von qualitativen und quantitativen Zielgrößen. Weiterhin sind die Flexibilität des Zielsystems, die direkte Vergleichbarkeit der Handlungs-/Lösungsalternativen, die Systematisierung von Auswahlentscheidungen und die dadurch nachvollzieh- und überprüfbare Struktur (Transparenz) des Verfahrens sowie die Möglichkeit der Überführung unterschiedlicher Dimensionen mehrerer Ziele in einen dimensionslosen Nutzwert zu nennen (Fach 2013; Herbst 2008). Zu den Nachteilen des Verfahrens gehören der hohe Aufwand bei der Durchführung sowie die Subjektivität bei der Kriterienauswahl, bei der Gewichtung und bei den Punktwerten (Nutzwerten) (Fach 2013; Hillenbrand 2009; Herbst 2008; Jäger/Karger 2006; Zangemeister 1976). Die Rahmenbedingungen (Ziele, Kriterien, Gewichtungen usw.) haben somit einen großen Einfluss auf das Bewertungsergebnis. Es ist dabei nicht immer ersichtlich, wie Nutzwerte zustande kommen, so dass die Gefahr der Manipulation besteht.

Der wesentliche Grund für die Auswahl dieses Bewertungsverfahrens für vorliegende Arbeit war, dass die Nutzwertanalyse beim Vergleich bzw. bei der Bewertung der sechs Alternativen Wasserinfrastruktursysteme erlaubte, sowohl qualitative als auch quantitative Kriterien zu berücksichtigen und zu bewerten. Da für die qualitativen Kriterien keine belastbaren Daten zur Verfügung standen, war die Nutzwertanalyse besonders gut geeignet, um eine strukturierte Bewertung durchzuführen und die nachhaltigste Alternative zu identifizieren. Auf die einzelnen Schritte bei der Durchführung der Nutzwertanalysen wird in Kapitel 5.6 eingegangen.

³⁴ Sie wird oft dann eingesetzt, wenn qualitative Kriterien bei der Entscheidungsfindung mitberücksichtigt werden sollen. Es können jedoch auch monetäre bzw. quantitative Parameter aufgenommen und abgebildet werden.

5 Methodisches Vorgehen

Dieses Kapitel beschäftigt sich mit der Siedlungswasserwirtschaft in Deutschland und China, den jeweiligen Fallstudien, den technischen Systemvarianten sowie den angewandten Untersuchungsmethoden (Stoffstromanalyse, Nutzwertanalyse). Weiterhin werden die Vorgehensweise zur Analyse und Bewertung der technischen Systemvarianten in dieser Arbeit beleuchtet.

Zunächst wird ein kurzer Überblick zur Siedlungswasserwirtschaft in Deutschland und China gegeben. Anschließend wird die Auswahl der Städte für die Untersuchungen in dieser Arbeit kurz begründet bevor die Fallstudien bzw. die Städte Hamburg und Qingdao vorgestellt werden. Weiterhin wird ein kurzer Überblick über die (für diese Arbeit) wichtigsten Charakteristika der Fallstudien gegeben. Daraufhin folgt die Vorstellung der technischen Systemvarianten der Wasserinfrastruktur (und der Bioabfallbehandlung). Anschließend wird die Stoffstromanalyse als die angewandte Bilanzierungs-/Analysemethode erläutert. Es wird ein kurzer Überblick über Stoffstromanalysen in der Siedlungswasserwirtschaft gegeben und die Vorgehensweise bei den Modellierungsarbeiten bzw. Stoffstromanalysen beschrieben. Nach einem kurzen Überblick über Bewertungsverfahren in der Siedlungswasserwirtschaft, wird die Nutzwertanalyse als die angewandte Methode zur Bewertung der quantitativen Ergebnisse der Stoffstromanalysen sowie weiterer qualitativer Bewertungskriterien näher beschrieben und die Vorgehensweise bei der Durchführung der Bewertung erläutert.

5.1 Siedlungswasserwirtschaft in Deutschland

In diesem Kapitel soll ein kurzer Überblick über die Situation der Siedlungswasserwirtschaft in Deutschland erhalten werden.

Die Wasserversorgung und Abwasserentsorgung in Deutschland befinden sich im internationalen Vergleich auf einem hohen Niveau (ATT et al. 2015). Generell gibt es in Deutschland kein Wasserknappheitsproblem, was voraussichtlich auch in überschaubarer Zukunft trotz der Auswirkungen des Klimawandels so verbleiben wird (ATT et al. 2011). Deutschland zählt mit einem verfügbaren Wasserdargebot von 188 Mrd. m³ zu den wasserreichen Ländern der Erde (ATT et al. 2015). Von den zur Verfügung stehenden Wasserressourcen werden nur rund 18% genutzt (ATT et al. 2015). Die größten Verbraucher sind dabei Wärmekraftwerke, Bergbau und verarbeitendes Gewerbe (UBA 2017). Der Wasserverbrauch für die Landwirtschaft ist in Deutschland mit einem Anteil von weniger als 0,25 % an Gesamtwasserentnahmen sehr gering (UBA 2011).

Aufgrund klimatischer Bedingungen spielt die Bewässerung in der Landwirtschaft in Deutschland keine große Rolle, nur 3,3% der gesamten Landwirtschaftsfläche (560.000 ha) sind mit Bewässerungsanlagen ausgestattet³⁵ (UBA 2011).

Es stehen ca. 2300 m³ nutzbares Wasser pro Kopf zur Verfügung (ca. 6300 Liter pro Einwohner und Tag) (ATT et al. 2011). In Deutschland sind fast alle Haushalte und öffentliche Einrichtungen (Krankenhäuser, Schulen etc.) an die staatliche (Ab-)Wasserinfrastruktur angeschlossen, somit ist der Zugang der Einwohner zu hochqualitativem Wasser jederzeit sichergestellt (BMUB 2011).

Obwohl Deutschland zu den wasserreichen Ländern gehört und das Wasserdargebot insgesamt ausreichend ist, kann es auch hier in Einzelfällen zu einem Wassermangel oder lediglich geringen nutzbaren Wasserkommen kommen. So können in manchen Gebieten jahreszeitliche Schwankungen der Niederschläge und Verdunstungen zu einem regionalen Mangel an Wasser führen (BMU 2011). Beispiele für betroffene Regionen sind insbesondere die Ballungsräume im Ruhrgebiet, im Rhein-Main-Gebiet oder in Hamburg (BMU 2011). Die Wasserversorgung in Wassermangelgebieten erfolgt durch angepasste Gewinnungssysteme und Fernversorgungsleitungen/Verteilungssysteme und kann in ausreichendem Maß gedeckt werden (BMU/UBA 2011). Versorgungsprobleme aufgrund einer Verknappung der Wasserressourcen sind deshalb in Deutschland nicht gegeben (BMU/UBA 2011).

Die Versorgung mit Trinkwasser –Anschlussgrad über 99%– erfolgt in Deutschland je nach Region aus Grundwasser, Oberflächengewässer, Quellwasser und Uferfiltrat, wobei das Grundwasser mit einem Anteil von ca. 75% die weitaus größte Rolle spielt (ATT et al. 2011; Friedl 2011).

Die Wasserversorgung und Abwasserentsorgung gehören in Deutschland zu den wichtigsten Aufgaben der öffentlichen Daseinsvorsorge und fallen in den Zuständigkeitsbereich der Kommunen (ATT et al. 2015). Sie können zur Durchführung dieser Aufgabe unterschiedliche Rechts- und Organisationsformen nutzen, entweder wird die Aufgabe eigenständig durchgeführt oder unter Aufsicht an Dritte übertragen (ATT et al. 2011). Aus diesem Grund gibt es sowohl öffentlich-rechtliche als auch privatrechtliche Unternehmensformen. Es gibt deutschlandweit über 6200 Wasserversorgungsunternehmen (ATT et al. 2011). Mehr als 40% der Unternehmen sind privatrechtlich organisiert. Diese sind für die Bereitstellung von über 60% des Wasseraufkommens zuständig (BMUB 2011; BMU 2011).

Die Abwasserentsorgung –Anschlussgrad 96%– erfolgt mit deutschlandweit mehr als 6900 Unternehmen überwiegend durch öffentliche-rechtliche Unternehmen, meist in Form von Eigenbetrieben sowie Zweck- und Wasserverbänden (ATT et al. 2015). Für die Abwasserableitung sind 4% und für die Abwasserbehandlung 6% der 6900 Unternehmen privatrechtlich organisiert (ATT et al. 2011).

³⁵ Es gibt jedoch große regionale Unterschiede. Mehr als die Hälfte des Wassers wird im Bundesland Niedersachsen genutzt (UBA 2011). Für Bewässerungszwecke wird das Wasser zu ca. 85% aus Grund- und Quellwasser und etwa 15% aus Oberflächengewässern entnommen, dabei überwiegt der Anteil aus Oberflächengewässern in Bayern und Thüringen, Berlin und Saarland hingegen nutzen ausschließlich Grund- und Quellwasser (UBA 2011).

Insgesamt gibt es rund 10.000 Kläranlagen in Deutschland, die jährlich rund 10 Milliarden m³ Abwasser behandeln (BMUB 2013). Etwa 0,1% der Abwassermengen werden nur mechanisch, rund 1,9% biologisch ohne Nährstoffelimination und rund 98% biologisch mit einer gezielten Nährstoffelimination (davon 91% mit Denitrifikation und Phosphorelimination (BDEW 2016)) behandelt (BMUB 2013).

5.2 Siedlungswasserwirtschaft in China

Dieses Kapitel liefert einen kurzen Überblick über die Situation der Siedlungswasserwirtschaft in China.

Für die Wasserversorgungs- und Abwasserentsorgungsaufgaben in China spielen, ähnlich wie in Deutschland, die Kommunen eine entscheidende Rolle, jedoch werden diese Aufgaben zunehmend privatisiert (Xie et al. 2009; Abele 2008).

Die Volksrepublik China verfügt weltweit -nach Brasilien, Russland, Kanada, Indonesien und den USA- mit einer geschätzten verfügbaren Wassermenge von 2812 Mrd. m³ pro Jahr³⁶, über die größten Wasserressourcen (7% des weltweiten Wasservorkommens) (Adamcyk et al. 2010; Shalizi 2006).

Die jährliche einwohnerspezifische bzw. Pro-Kopf zur Verfügung stehende Wassermenge liegt jedoch bei unter 1/3 des weltweiten Durchschnitts (im Jahr 2007: 2156 m³) und so zählt China zu den dreizehn wasserärmsten Ländern der Welt (MWR 2008; Xu 2006).

Die Gründe für Chinas Wasserkrise liegen in sowohl räumlich als auch zeitlich ungleicher Verteilung der Wasserressourcen, in z.T. sehr starker Verunreinigung von Flüssen und Seen (u.a. aufgrund von Direkteinleitung der Abwässer sowie fehlender bzw. mangelhafter Infrastrukturen), in einer ineffizienten Wassernutzung³⁷, in zunehmendem Wasserbedarf, in Wasserkonflikten sowie fehlendem Management und in kontraproduktiver Preispolitik. Als Folge leiden Millionen Menschen in China unter einer zunehmenden Wasserkrise (China Water Risk 2010; Jiang 2009; Xie et al. 2009; Xu 2006; ABS Energy Research 2004).

Entsprechend haben viele Menschen keinen Zugang zu sauberem Wasser und nach Schätzungen von OECD trinken Millionen Chinesen verunreinigtes, u.a. mit anorganischen Schadstoffen (Arsen, Giftstoffe etc.) kontaminiertes Trinkwasser (Adamcyk et al. 2010; Gleick/Cohen 2009; Abele 2008; MWR 2008; OECD 2007; Shalizi 2006; Xu 2006).

Trotz der Wasserknappheit und Wasserarmut überschreitet Chinas landwirtschaftlicher und industrieller Wasserverbrauch vielfach den international üblichen Wert und das Wasser zählt zu den billigsten knappen Gütern (Abele 2008).

³⁶ Nach Schätzungen der Experten wird diese Zahl bis zum Jahr 2033 auf 1875 m³ sinken (Xie et al. 2009; Shalizi 2006).

³⁷ Nach Angaben des Bauministeriums in China: durchschnittlicher Wasserverlust in über 400 Städten bei ca. 21%, in einigen Städten in Nordchina bis zu 60%. Gesamtchina: 10 Mrd. m³/a (Zhang 2003).

Im Jahr 2005 wurden in China rund 554.1 km³ Wasser verbraucht. Rund 65% davon wurden in der Landwirtschaft, rund 23% in der Industrie und rund 12% für Haushalte und Kleingewerbe eingesetzt (FAO 2012).

Die Versorgung mit Trinkwasser –Anschlussgrad 94% in Städten und 66% in ländlichen Regionen (ABS Energy Research 2004) – erfolgt in China je nach Region aus Oberflächengewässer (rund 79%), Grundwasser (rund 18%), behandeltem Abwasser (rund 2%) oder entsalztem Meerwasser (< 1%) (FAO 2012). An das Abwasserentsorgungsnetz sind in Städten rund 68% und in ländlichen Regionen rund 24% der Bevölkerung angeschlossen (ABS Energy Research 2004).

In China gibt es für die Abwasserableitung sowohl Misch- als auch Trennsysteme. In Neubaugebieten werden in der Regel Trennsysteme eingesetzt (Cornel 2008). Für die Behandlung kommunaler Abwässer werden derzeit hauptsächlich konventionelle Belebungsverfahren mit oder ohne Nährstoffelimination eingesetzt (Cornel/Wagner 2005b).

Der Norden Chinas ist stärker von der Wasserknappheit bzw. Wasserarmut betroffen und verfügt über nur etwa 19% der landesweiten Wasserressourcen (China Water Risk 2010; Xie et al. 2009). Diese Region zählt heute schon offiziell zu den wasserarmen Regionen der Welt. Andere Regionen Chinas werden in Zukunft auch zu den wasserarmen Regionen gehören (Xie et al. 2009). Im Süden Chinas sind die Wasservorkommen mit 81% wesentlich höher als im Norden des Landes (China Water Risk 2010). Im Jahr 2001 verfügten die südchinesischen Provinzen knapp 84% des Gesamtvolumens an Oberflächenwasser. In rund 2/3 der offiziell registrierten chinesischen Städte (656 Städte) gibt es einen Wassermangel, wovon 110 Städte (70 davon im Norden) stark betroffen sind (Abele 2008). Die Wasserversorgung erfolgt im Norden Chinas überwiegend durch Grundwasserentnahme³⁸ und im Süden durch Nutzung von Oberflächengewässern (Abele 2008).

Etwa die Hälfte der Bevölkerung lebt im Norden des Landes und in den Binnengebieten im Westen, diese Regionen verfügen über ca. 2/3 der Ackerfläche und mehr als 50% des eingesetzten Wassers in der Landwirtschaft wird in diesen Regionen verbraucht. Da hier aber nur 16% bis 19% des chinesischen Gesamtwasserdargebots vorhanden sind, entsteht hier ein struktureller Wassermangel (China Water Risk 2010; Xie et al. 2009; Xu 2006; Qian/Zhang 2001).

Im Jahr 2007 wurden ca. 63% aller städtischen Abwässer gereinigt (2006: 56%), auf der Kreis- und Dorfebene sind keine genauen Zahlen vorhanden (Abele 2008). Experten zur Folge ist die Situation auf der Kreis- und Dorfebene deutlich schlechter und die Abwasserklärquote dürfte hier unter 20% liegen (Abele 2008). Im Jahr 2006 wurden in China 53,7 Mrd. Tonnen Abwässer in die Gewässer eingeleitet, wo von nur 56% in irgendeiner Weise vor der Einleitung behandelt wurden (Shalizi 2006). Obwohl eine

³⁸ In Städten wie z.B. Beijing oder Tianjin führte die Übernutzung des Grundwassers zur rapiden Absenkung des Grundwasserspiegels - in Beijing um mehr als 1 m pro Jahr- und zur Austrocknung von vielen Flüssen (Abele 2008). Experten gehen trotz erwarteter Wassereinsparungen durch bessere Techniken im (Ab-)Wassersektor und Verhaltensänderungen der Bevölkerung in Beijing in 20 Jahren auf die Wasserführung und Abhängigkeit aus anderen Regionen zur Deckung des Wasserbedarfs aus (Abele 2008). Das Grundwasser deckt rund 70% des Trinkwassers und 40% des in der Landwirtschaft eingesetzten Wassers. Die Grundwasserreserven im Süden sind dabei viermal größer als die des Nordens (Adamcyk et al. 2010).

Abwasserableitung in fast allen Groß- sowie Kleinstädten und Kreisen vorhanden ist, wird das Abwasser zum Großteil nicht zu Kläranlagen geführt sondern zu 70% bis 80% unbehandelt bzw. ohne eine ausreichende Behandlung in die Gewässer eingeleitet (Li 2004).

Generell gilt bei den Missständen die Faustformel, dass die Situation der Wasserversorgung und Abwasserentsorgung/-behandlung im Osten des Landes besser als im Westen und ebenso in großen Städten besser als in kleinen Städten ist (Abele 2008).

Der chinesischen Umweltschutzbehörde zur Folge gab es in Südchina hinsichtlich der Wasserqualität zwischen den Jahren 2000 und 2008 eine leichte Verbesserung während sich in der gleichen Zeit die Wasserqualität in Nordchina verschlechtert hat. 20,8% der 409 untersuchten Abschnitte der wichtigsten chinesischen Flussgebiete weisen die niedrigste chinesische Wasserqualitätsstufe³⁹ auf.

Der (Ab-)Wassersektor in China entwickelt sich insgesamt sehr langsam und die regulativen Vorgaben werden bis heute nicht vollständig umgesetzt (QWG 2015). Zusätzlich ist die Verantwortung für den Betrieb kommunaler Kläranlagen teilweise nicht eindeutig geregelt und es gibt kein flächendeckendes Gebührensystem (QWG 2015).

5.3 Fallstudien

Nachfolgend werden zunächst die Fallstudien bzw. die Untersuchungsgebiete, d.h. die Städte Hamburg und Qingdao kurz vorgestellt (Kapitel 5.3.1 und 5.3.2). Es wird ein allgemeiner Überblick mit relevanten Hintergrundinformationen gegeben, bevor der aktuelle Zustand der Wasserversorgung und Abwasserentsorgung/-behandlung sowie Bioabfallbehandlung der Städte dargestellt und erläutert wird. Weiterhin werden die für diese Arbeit wichtigsten Charakteristika der Fallstudien kurz vorgestellt (Kapitel 5.3.3).

Die Auswahl der Städte Hamburg und Qingdao für die Untersuchungen in dieser Arbeit wird in erster Linie damit begründet, dass die zwei aktuell weltweit größten Umsetzungsprojekte in diesen Städten realisiert wurden bzw. werden. Dadurch waren teilweise der Zugang zu Daten sowie der Austausch mit der Praxis bzw. mit den Experten aus den Umsetzungsprojekten gegeben. Die Auswahl der beiden Großstädte aus jeweils einem Industrie- und Schwellenland erfolgt darüber hinaus hinsichtlich einer Identifizierung von Diskrepanzen zwischen unterschiedlichen Abwassersystemen, welche aus verschiedenen ökonomischen, geographischen sowie kulturellen Gegebenheiten resultieren.

5.3.1 Hamburg

Die Freie und Hansestadt Hamburg ist mit rund 1,8 Millionen Einwohnern nach Berlin die zweitgrößte Stadt in der Bundesrepublik Deutschland und als einer von drei Stadtstaaten ein eigenständiges

³⁹ Diese Wasserqualität ist nicht einmal für die Bewässerung in der Landwirtschaft geeignet.

Bundesland. Hamburg liegt in Norddeutschland an der Elbe, ca. 100 km von der Nord- und der Ostsee entfernt (Geographische Lage: 53° 33' N, 10° 0' O) und ist u.a. als Verkehrsdrehscheibe, Tourismus- und Medienzentrum sowie Hightech- und Kulturstadt bekannt (Statistisches Amt für Hamburg und Schleswig-Holstein 2014, 2013; European Union 2011).

Darüber hinaus gilt die Stadt mit dem Hamburger Hafen, mit einer Fläche von 74,4 km² nach Antwerpen und Rotterdam drittgrößter Hafen Europas, und mit über 500 Industriebetrieben als das Wirtschafts- und Industriezentrum Norddeutschlands (European Union 2011).

Im Gegensatz zu vielen anderen Regionen in Deutschland ist die Einwohnerzahl der Stadt Hamburg in den letzten Jahren gestiegen und eine weitere Zunahme der Einwohnerzahlen wird für die nächsten Jahre erwartet (Statistisches Amt für Hamburg und Schleswig-Holstein 2015; BGV 2014; BSU 2014).

Die Stadt hat eine Fläche von insgesamt 755,3 km², wobei 92% davon Land- und 8% davon Wasserflächen sind. 25% der Landfläche wird für die Landwirtschaft sowie Obst- und Gemüseanbau genutzt. 16,7% der Landfläche sind Wald-, Grün- und Erholungsflächen. Es gibt 1.460 Parkanlagen⁴⁰ (über 3.000 ha), 31 Naturschutzgebiete (8,4% der Landesfläche) und weitere 19% geschützte Flächen (14.360 ha) (Statistisches Amt für Hamburg und Schleswig-Holstein 2011; European Union 2011). Das Klima gilt als gemäßigt, die durchschnittliche Lufttemperatur beträgt 10,1°C und die durchschnittlichen jährlichen Niederschlagswerte liegen bei 750 mm. Hamburg ist in den sieben Verwaltungsbezirken Hamburg-Mitte, Altona, Eimsbüttel, Hamburg-Nord, Wandsbek, Bergedorf und Harburg gegliedert (Statistisches Amt für Hamburg und Schleswig-Holstein 2011; BSU 2006).

Die bestehende Wasserinfrastruktur ist in Hamburg zentral organisiert. Die Trinkwassergewinnung – ausschließlich aus Grundwasser – erfolgt in Hamburg aus 16 Grundwasserwerken (Hamburg Wasser 2016d). Täglich werden je nach Jahreszeit zwischen 250.000 m³ und 400.000 m³ aufbereitetes Grundwasser als Trinkwasser von den regionalen Wasserwerken durch ein Wasserversorgungsnetz von etwa 5.500 km Länge zu den Verbrauchern transportiert (Hamburg Wasser 2016c, 2016d, 2016e). Etwa 2/3 des Trinkwasserbedarfs wird aus stadteigenen Wasservorkommen gedeckt und der Rest stammt aus anderen Regionen (Schleswig-Holstein und Niedersachsen) (Hamburg Wasser 2016d, 2014).

Die bei den Verbrauchern entstandenen Abwässer werden durch ein Abwasserentsorgungsnetz zu einem Klärwerksverbund geleitet, welcher aus den beiden Klärwerken Dradenau und Köhlbrandhöft besteht (Hamburg Wasser 2016a). Etwa 1.200 km des 5.500 km langen Abwasserentsorgungsnetzes bestehen aus einem Mischsystem (Innenstadt sowie große Teile von den Bezirken Bergedorf und Altona) (Hamburg Wasser 2016a). Innerhalb des Mischsystems gibt es zur Verhinderung einer möglichen Überflutung der Straßen bei Starkregen Mischwasserüberläufe. Das restliche Abwasserentsorgungsnetz besteht aus einem ca. 2.200 km langen Schmutzwasser-Leitungssystem, einem etwa 1.700 km langen Regenwasser-Leitungssystem sowie einem Druckentwässerungssystem von 450 km Länge für flache

⁴⁰ Hamburg hat mehr Freiflächen und Parkanlagen als jede andere Stadt in Deutschland (Hamburg Umwelthauptstadt Europas 2011).

Entwässerungsgebiete (Hamburg Wasser 2016a). Das Schmutzwasser wird zum Klärwerksverbund geleitet während das Regenwasser über Regenauslässe in die umliegenden Gewässer gelangt (Hamburg Wasser 2016a).

Die zentrale Abwasserbehandlung erfolgt im Klärwerksverbund, welcher mit einer Belastungsgröße von 2,9 Millionen Einwohnerwerten zu den größten Klärwerken Deutschlands zählt (Hamburg Wasser 2016b). Dort findet täglich die Reinigung von rund 450.000 m³ Abwasser statt. Die erste Reinigungsstufe (mechanische Reinigung⁴¹, z.T. auch biologische und chemische Vorbehandlung) erfolgt im Klärwerk Köhlbrandhöft. Im Anschluss an die zweite Reinigungsstufe⁴² im Klärwerk Dradenau erfolgt die letzte Reinigungsstufe in den Nachklärbecken. Hier werden u.a. die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor entfernt. Der bei der Abwasserreinigung entstandene Klärschlamm wird gemeinsam mit weiteren organischen Abfällen, die im Rahmen externer Dienstleistungen angenommen werden, weiter behandelt (Hamburg Wasser 2016b).

Dabei wird eine energetische sowie stoffliche Verwertung vorgenommen und das behandelte Abwasser in den Köhlbrand eingeleitet (Hamburg Wasser 2016b).

Die Abwasserbehandlung in Hamburg (siehe Kapitel 5.3.1 und 5.4.2) entspricht in großem Maße dem Durchschnitt in Deutschland, wo 98% der Abwässer biologisch und mit einer gezielten Nährstoffelimination behandelt werden (siehe Kapitel 5.1). Daher eignet sich die Stadt hervorragend als Modell für die typische Großstadt in Deutschland, so dass sie auch exemplarisch für die Untersuchungen in der vorliegenden Arbeit behandelt wird.

Die Bioabfälle werden in Hamburg getrennt von anderen Abfällen gesammelt und in einer zentralen Bioabfallbehandlungsanlage vergoren (Stadtreinigung Hamburg o.J.). Das produzierte Biogas (überwiegend CH₄ und CO₂) wird zu Biomethan (überwiegend CH₄ in Erdgasqualität) aufbereitet und in das öffentliche Erdgasversorgungsnetz eingespeist. Aus den Gärresten wird Kompost hergestellt (Stadtreinigung Hamburg o.J.).

⁴¹ Rechen, Sandfang, Vorklärung (Hamburg Wasser o.J.).

⁴² Biologische Reinigung: Abbau von Kohlenstoff, Stickstoff- und Phosphorverbindungen (Hamburg Wasser o.J.).

5.3.2 Qingdao

Qingdao ist eine Hafenstadt im Südosten der Provinz Shandong an der chinesischen Ostküste (Geographische Lage: 35°35'-37°09' N, 119°30'-121°0' O) (QMPC/QMG 2016) und als ein Finanz- und Wirtschaftszentrum, Informationszentrum, Tourismusstadt sowie Verkehrsknotenpunkt bekannt (QMPC/QMG 2016; Wang 2013; Cornel/Wagner 2005a). Der Hafen von Qingdao gilt nach Shanghai als der zweitwichtigste Hafen für den Außenhandel Chinas (Cornel et al. 2013).

Die rasant wachsende Stadt gehört mit ihren rund 9 Mio. Einwohnern zu den mittelgroßen Städten in China und hat eine Fläche von insgesamt 11.282 km² (China Statistics Press 2014). Nach (Tolksdorf et al. 2016) hat die Stadt eine Wachstumsrate von 15 Personen pro Stunde und wird in den nächsten Jahren voraussichtlich zu den Megacities gehören (Cornel et al. 2013).

Qingdao liegt in der nördlich gemäßigten Monsunzone. Die durchschnittliche Lufttemperatur beträgt 12,9°C und die durchschnittlichen jährlichen Niederschlagswerte liegen bei 581 mm (China Statistics Press 2014). Qingdao ist in den Bezirken/Regionen Shinan, Shibei, Licang, Laoshan, Huangdao, Chengyang, Jimo, Jiaozhou, Pingdu und Laixi unterteilt (China Statistics Press 2014; Zhang/Rasiah 2013). Für die Trinkwasserversorgung in Qingdao werden größtenteils Oberflächenwasser (überwiegend aus den Talsperren des Laoshan-Gebirges und dem Flusswasser aus dem Gelben Fluss) und Grundwasser genutzt (QWG 2015; QWCB 2009; Cornel/Wagner 2005a).

Wie viele andere Städte Nordchinas leidet Qingdao insbesondere in den Sommermonaten seit vielen Jahren unter Wassermangel (Cornel et al. 2013) und die Wasserressourcen liegen in der Stadt bei nur 12% der durchschnittlich pro Kopf verfügbaren Wasserressourcen in China (Spoonier 2014). Um den ansteigenden Wasserbedarf der rasant wachsenden Stadt zu decken und eine sichere Wasserversorgung zu gewährleisten, sind neben der „konventionellen“ Trinkwassergewinnung/-versorgung durch ein 5.522 km langes Wasserversorgungsnetz (China Statistics Press 2014) weitere Maßnahmen notwendig. So erfolgt die Wasserversorgung zunehmend auch durch Fernversorgungsleitungen aus anderen Regionen sowie insbesondere für die Industrie mittels (Ab-)Wasserwiederverwendung oder Meerwasserentsalzungsanlagen (Tolksdorf et al. 2016; QWG 2015; Spoonier 2014). Der Energiebedarf für die Meerwasserentsalzung liegt bei etwa 3 bis 4 kWh/m³ und somit etwa 10mal höher als bei einer „konventionellen“ Trinkwasserbereitstellung (Spoonier 2014; Ghaffour et al. 2013).

Die bei den Verbrauchern entstandenen Abwässer werden durch ein Abwasserentsorgungsnetz von 6.536 km Länge (China Statistics Press 2014) zu den 10 Kläranlagen der Stadt geleitet und dort behandelt (QWG 2015). Die meisten Kläranlagen verfügen über drei Behandlungsstufen und funktionieren ähnlich wie die „konventionellen“ Kläranlagen in Deutschland (QWG 2015). Die Wasserinfrastruktur in Qingdao gehört nach (QWG 2015) zu den fortschrittlichsten Wasserinfrastrukturen in China und kann nicht als typisch für chinesische Städte bezeichnet werden (siehe auch Kapitel 5.2). Der technische Stand der Wasserversorgung und Abwasserentsorgung in Qingdao befindet sich auf einem hohen und mit dem technischen Stand in Deutschland vergleichbaren

Niveau (QWG 2015). Auch deshalb eignet sich die Stadt Qingdao trotz unterschiedlicher Hintergründe (Industrie- vs. Schwellenland, Geographie, Kultur, Ökonomie usw.) zum Vergleich mit einer deutschen bzw. europäischen Stadt mit hohem technischen Stand der Wasserinfrastruktur. Der bei der Abwasserreinigung entstandene Klärschlamm wird energetisch und stofflich verwertet, während das behandelte Abwasser in die Umwelt/Gewässer eingeleitet wird (QWG 2015).

Die Bioabfälle werden in Qingdao nicht getrennt von anderen Abfällen gesammelt (QAMPU/QIES 2015). Nach (Rohde 2007) bestehen ca. 61% der Abfälle aus privaten Haushalten der Stadt Qingdao aus organischen Abfällen. Das heißt, dass in Qingdao eine erneuerbare Energiequelle mit großem Potenzial ungenutzt bleibt.

5.3.3 Charakterisierung der Fallstudien

Es gibt eine Vielzahl an Kriterien bzw. Indikatoren, welche zur Charakterisierung von Städten herangezogen werden können (BBSR 2009). In diesem Kapitel wird in tabellarischer Form (siehe Tabelle 2) ein kurzer Überblick über die für diese Arbeit wichtigsten Charakteristika der Fallstudien gegeben. Weitere Kriterien, welche einen großen Einfluss auf den Zustand sowie die Weiterentwicklung von Wasserinfrastruktursystemen von Städten haben können (z.B. Topografie, Bodenbeschaffenheit, Entfernung zum Endverbraucher, wirtschaftliche Entwicklung etc.), sind hier nicht berücksichtigt.

Tabelle 2: Charakterisierung der Fallstudien

	Hamburg	Qingdao	Quellen
Einwohner [Mio.]	~ 1,8	~ 9	(Statistisches Amt für Hamburg und Schleswig-Holstein 2014) (China Statistics Press 2014)
Bevölkerungsentwicklung	wachsend	stark wachsend	(Statistisches Amt für Hamburg und Schleswig-Holstein 2015) (China Statistics Press 2014)
Verfügbare Wassermenge [m ³ /E*a]	~ 2300*	~ 259	(ATT et al. 2011) Berechnet nach (Spooner 2014; MWR 2008)
Wasserstress-Index ⁴³ [%]	18* (kein Wasserstress)	31 (moderater Wasserstress)	(ATT et al. 2015) (Chang 2010) (Gorsboth 2015)
Trinkwasserbedarf [l/E*d]	139	109	(Hamburg Wasser 2015) (QWG 2015)
Anschlussgrad- Trinkwasserversorgung [%]	100	94**	(Statistisches Bundesamt 2015) (ABS Energy Research 2004)
Zustand- Trinkwasserversorgung	keine Versorgungsprobleme, trotz Wachstum und z.T. Versorgung aus anderen Regionen	Zunehmender Wassermangel insbesondere in den Sommermonaten	(Hamburg Wasser 2015) (Cornel et al. 2013)
Anschlussgrad- Abwasserentsorgung/- behandlung [%]	99,8	63**	(Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt 2013) (Abele 2008)
Zustand- Abwasserentsorgung/- behandlung	keine Entsorgungs-/ Behandlungsprobleme	keine schwerwiegenden Entsorgungs- /Behandlungsprobleme ⁴⁴	(Hamburg Wasser 2015) (QWG 2015)
Getrennte Bioabfallbehandlung	vorhanden	nicht vorhanden	(Stadtreinigung Hamburg o.J.) (QAMPU/QIES 2015)

* Es handelt sich hierbei um den Durchschnittswert für Deutschland da für Hamburg keine Daten verfügbar waren.

**Es handelt sich hierbei um durchschnittliche Werte für China da für Qingdao keine Daten verfügbar waren. Da jedoch der technische Stand der Wasserversorgung und Abwasserentsorgung in Qingdao sich auf einem hohen Niveau befindet (QWG 2015), kann davon ausgegangen werden, dass die Zahlen für Qingdao (insbesondere der Anschlussgrad an die Abwasserentsorgung/-behandlung) weit über dem Landesdurchschnitt liegen.

⁴³ Der Wasserstress-Index gibt an, in welchem Ausmaß ein Land seine erneuerbaren und verfügbaren Wasservorkommen nutzt (Gorsboth 2015; Meda et al. 2010; Jiménez/Asano 2008). Es wird zwischen **starkem Wasserstress** (> 40% Nutzung der Wasserressourcen), **moderatem Wasserstress** (30% - 40% Nutzung der Wasserressourcen) und **beginnendem Wasserstress** (20% - 30% Nutzung der Wasserressourcen) unterschieden (Gorsboth 2015). Dabei ist zu beachten, dass es innerhalb der Länder große regionale Unterschiede geben kann (Gorsboth 2015).

⁴⁴ Der Zustand der Abwasserentsorgung/-behandlung in Qingdao müsste insbesondere im Hinblick auf Umwelt- bzw. Gewässerschutz sehr kritisch geprüft werden, was im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich war. Im Gelben Meer sind beispielsweise im Sommer viele Strände durch zunehmende Nährstoffeinträge kilometerlang mit Algen bedeckt (maribus 2015; Xing et al. 2015).

5.4 Technische Systemvarianten

In diesem Kapitel werden die Vorgehensweise und die grundlegenden Überlegungen bei der Auswahl der technischen Systemvarianten sowie deren Beschreibungen dargestellt.

5.4.1 Methodisches Vorgehen bei der Auswahl der technischen Systemvarianten

Es wurden insgesamt sechs verschiedene technische Systemvarianten der Wasserinfrastruktur basierend auf (Davoudi et al. 2016) festgelegt und näher betrachtet. Die Auswahl wurde hinsichtlich des technisch Möglichen (aktueller Stand der Technik), aktueller Trends bezüglich weiterer Optimierungen und Entwicklungen sowie derzeit in der Umsetzung befindlicher technischer Systemvarianten getroffen.

Auswahl der zentralen Systeme

Die konventionellen Systeme sollen als Referenzsystem und Vergleichsbasis dienen, da sie dem aktuellen Stand der Technik entsprechen. Da auch die konventionellen Systeme weiterentwickelt werden, ist es sinnvoll ein konventionell-optimiertes System in der Analyse zu berücksichtigen. Somit soll neben dem aktuellen auch der zukünftige Stand der Technik abgebildet werden.

Auswahl der dezentralen/semizentralen Systeme

Aufgrund dessen, dass sich einige Systeme in der Implementierungs- und Betriebsphase befinden, ergab sich teilweise der Zugang zu Daten für die Stoffstromanalysen und der Austausch mit der Praxis. Das „Trockensystem“ (siehe Kapitel 5.4.2) wird als eine technische Systemvariante gewählt, da sich dieses Konzept von der bisherigen „Wasserfixierung“ am weitesten löst. Die weitestgehend wasserlose Technik bietet den Vorteil einer Minimierung der Abhängigkeit einer wassergestützten Abwasserentsorgung. Die de-/semizentralen Systeme werden auf Quartiersebene umgesetzt, sodass über die ganze Stadt verteilt viele kleine Einheiten bzw. Module unabhängig voneinander realisiert werden.

Trinkwasser

In allen betrachteten technischen Systemvarianten ist eine zentrale Trinkwasserversorgung vorhanden. Die alternativen Systemvarianten können jedoch auch Veränderungen bei der Wasserversorgung/-bereitstellung bewirken. Die Nutzung von Brauchwasser für Zwecke, die nicht zwingend eine Trinkwasserqualität erfordern, führt zur Reduzierung des Trinkwasserbedarfs. Dies kann u.U. eine potentielle Verringerung der Leitungsquerschnitte im Trinkwassernetz zur Folge haben, welche auch eine separate Versorgung mit Löschwasser erforderlich machen könnte.

Brauchwasser

Aufgrund von möglichen Akzeptanzproblemen sowie der aktuellen rechtlichen Lage finden das behandelte Grauwasser und das behandelte Regenwasser bzw. Brauchwasser in dieser Arbeit nur für den Einsatz in der Toilettenspülung Berücksichtigung. Theoretisch wäre es jedoch möglich und denkbar, das Brauchwasser für all jene Zwecke einzusetzen, welche nicht zwingend eine Trinkwasserqualität erfordern. Brauchwasser könnte theoretisch entsprechend auch für die Zwecke Baden, Duschen, Körperpflege, Wäschewaschen, Raumreinigung, Geschirrspülen und Gartenbewässerung eingesetzt werden, was eine erhebliche Reduzierung des Trinkwasserbedarfs sowie des Abwasseranfalls bedeuten würde. Der Brauchwasserüberschuss könnte weiterhin als Löschwasser, zum Urban Gardening, zur Gebäudekühlung und für weitere Zwecke eingesetzt werden.

Regenwasser/Niederschlagswasser

Für die zentralen Systemvarianten wird von einer konventionellen Erfassung/Ableitung über die Misch-/Trennkanalisation (Schwerkraft-/Freispiegelentwässerung) ausgegangen. Die alternativen Systemvarianten verfügen alle über eine Trennkanalisation, sodass Regenwasser getrennt von sonstigen Abwasserteilströmen erfasst und abgeleitet wird. Das Regenwasser kann theoretisch genauso wie das Grauwasser (aufgrund der ähnlichen Beschaffenheit) behandelt und zum Beispiel als Brauchwasser für die Toilettenspülung eingesetzt werden. Es kann aber auch für andere lokale Nutzungen, wie für die Bewässerung von Grünflächen, eingesetzt werden. Alternativ kann es mittels dezentraler Bewirtschaftungstechniken zurückgehalten und verdunstet oder versickert werden.

Dezentrale bzw. semizentrale Techniken zur Nutzung des Regenwassers können zur Verbesserung des Mikroklimas und zur Neubildung des Grundwassers beitragen. Ein weiterer Vorteil ist die Entlastung von Kanälen und Gewässern. Somit können die Funktionen eines naturnahen Wasserkreislaufes gestärkt und Überflutungsrisiken verringert werden.

Bioabfallbehandlung

In Hamburg werden die Bioabfälle, wie in Kapitel 5.3.1 erwähnt, getrennt von anderen Abfällen gesammelt und in einer zentralen Bioabfallbehandlungsanlage vergoren. Das produzierte Biogas (überwiegend CH_4 und CO_2) wird in einem zweiten Schritt zu Biomethan (überwiegend CH_4 in Erdgasqualität) aufbereitet bzw. in Biomethan umgewandelt und in das öffentliche Erdgasversorgungsnetz eingespeist. Aus den Gärresten wird Kompost hergestellt und in der Landwirtschaft eingesetzt (Stadtreinigung Hamburg o.J.).

Aufgrund des Fokus auf die Wasserinfrastruktursysteme, wurden für die Bioabfälle, keine alternativen Systemvarianten berücksichtigt. Die Bioabfälle wurden lediglich als Ergänzung behandelt. Für die zentrale Bioabfallbehandlung wurden ausschließlich Energie- und Nährstoffbilanzen durchgeführt. Auf eine Modellierung der Wasserbilanzen wurde aus folgenden Gründen verzichtet:

1. Viele Bioabfallbehandlungsanlagen führen einen nahezu geschlossenen Wasserkreislauf, so dass keine relevanten Optimierungspotenziale vorhanden sind,
2. es handelt sich um vergleichsweise geringe Wassermengen und
3. der Wasserverbrauch ist bei verschiedenen Anlagen sehr unterschiedlich, so dass keine zufriedenstellende Datensammlung für diesen Bereich möglich war.

In Qingdao gibt es keine zentrale und separate Bioabfallbehandlung. Die Bioabfälle werden dort mitsamt der anderen Abfälle entsorgt (QAMPU/QIES 2015). Ebenso wie für Hamburg werden jedoch auch für Qingdao Energie- und Nährstoffbilanzen für (die theoretisch vorhandenen) Bioabfälle durchgeführt, um die Potenziale einer separaten Bioabfallbehandlung aufzuzeigen. Abbildung 3 stellt einen schematischen Überblick über die Bioabfallbehandlung dar. In dieser Abbildung, ebenso wie in den nachfolgenden Abbildungen zur Beschreibung der technischen Systemvarianten der Wasserinfrastruktur, enthalten die schematischen Darstellungen zu Verbesserung der Übersichtlichkeit keine Energie- und Nährstoffflüsse.



Abbildung 3: Bioabfallbehandlung

5.4.2 Beschreibung der technischen Systemvarianten

Die insgesamt sechs ausgewählten technischen Systemvarianten werden im Folgenden dargestellt und diskutiert. Die ersten drei technischen Systemvarianten („Konv“, „Konv-opt“ und „KonvGrau“) sind in Hamburg und Qingdao unterschiedlich. Die weiteren drei Systemvarianten („HWC“, „Semizentral“ und „Trockensystem“) sind für beide Städte identisch.

I Konventionelles System (Konv)

Hamburg

Bei dem konventionellen System in Hamburg handelt es sich um eine zentrale Abwasserbehandlung. Die Abwasserableitung erfolgt über Misch-/Trennkanalisation⁴⁵ (Schwerkraft-/Freispiegel- und Druckentwässerung). Im Mischsystem mit einem Anteil von 22,5% (Hamburg Wasser 2015) werden Regenwasser und Schmutzwasser gemeinsam in einer Kanalisation abgeleitet und zur Kläranlage geführt. Beim Trennsystem erfolgt die Ableitung des Regenwassers und des Schmutzwassers in zwei voneinander unabhängigen und getrennten Kanälen. Dabei wird das Regenwasser in die Gewässer abgeleitet und das Schmutzwasser der Kläranlage zugeführt (Hamburg Wasser 2015, 2010).

In der Abwasserreinigung erfolgt die Entfernung bzw. Zurückhaltung von unerwünschten Abwasserinhaltsstoffen in der Kläranlage (dreistufige Behandlung: mechanisch, biologisch, chemisch zum Abbau von Kohlenstoffverbindungen und zur Stickstoff- und Phosphorelimination) vor der Ableitung des behandelten Abwassers in die Umwelt/Gewässer (Hamburg Wasser 2015, 2010).

Der vom Abwasser abgetrennte und eingedickte Schlamm wird mit Co-Substraten in Faultürmen vergoren. Die Gärreste werden getrocknet und zusammen mit dem erzeugten Faulgas sowie dem Rechen- und Siebgut aus der mechanischen Abwasserreinigung thermisch verwertet. Die gewonnene Energie (in Form von Strom und Wärme) wird innerhalb des Klärwerks hauptsächlich zum Betrieb der Anlagen, zur Abwasser- und Klärschlammbehandlung sowie für die Gebäudeheizung genutzt. Das Energiepotenzial wird zum Teil auch für externe Zwecke eingesetzt, z.B. zur Wärmeversorgung von einem anliegenden Containerterminal über eine Nahwärmeleitung. Ein Teil des produzierten Faulgases wird zu Biomethan aufbereitet, um in das öffentliche Erdgasversorgungsnetz eingespeist und auch zur Betankung von Erdgasfahrzeugen auf der Kläranlage genutzt zu werden (Hamburg Wasser 2014, 2013).

⁴⁵ Da Mischsysteme nur eine Kanalisation haben, sind sie in Bau und Betrieb entsprechend kostengünstiger, beanspruchen weniger Platz und sind einfacher zu installieren (keine bzw. weniger Fehlanschlüsse etc.). Sie haben aber auch viele Nachteile, hierzu gehören z.B.: aufwendige Regenentlastungsanlagen, wenn das Abwasser nicht vollständig zur Kläranlage zugeführt werden soll oder kann, Ablagerungsgefahr in großen Kanälen bei Trockenwetter, schwankende Belastung der Kläranlage durch unterschiedliche Abwasserströme etc. (Gujer 1999). Ebenso wie bei den Mischsystemen haben auch Trennsysteme Vor- und Nachteile. Hier werden beispielhaft einige aufgeführt. Zu den Vorteilen zählt u.a. die Entlastung der Kläranlage, da wesentlich geringere Abwassermengen gereinigt werden müssen. Als Nachteile können das Risiko von Fehanschlüssen, der höhere Aufwand durch die getrennten Kanalisationen, der höhere Platzbedarf und die Belastung der Gewässer durch Direkteinleitung von ungereinigtem Regenwasser z.B. nach langen Trockenperioden (Verunreinigung von Dächern, Straßen etc.) genannt werden (Gujer 1999).

Die Reststoffe als Produkte aus dem Verbrennungsprozess sind Asche, Gips und Schwermetalle. Der Gips wird in der Bauindustrie als Baustoff eingesetzt, die Schwermetallschlämme als Sonderabfall monodeponiert und die Asche reversibel für eine mögliche zukünftige Phosphorrückgewinnung monodeponiert (Hamburg Wasser 2015, 2010).

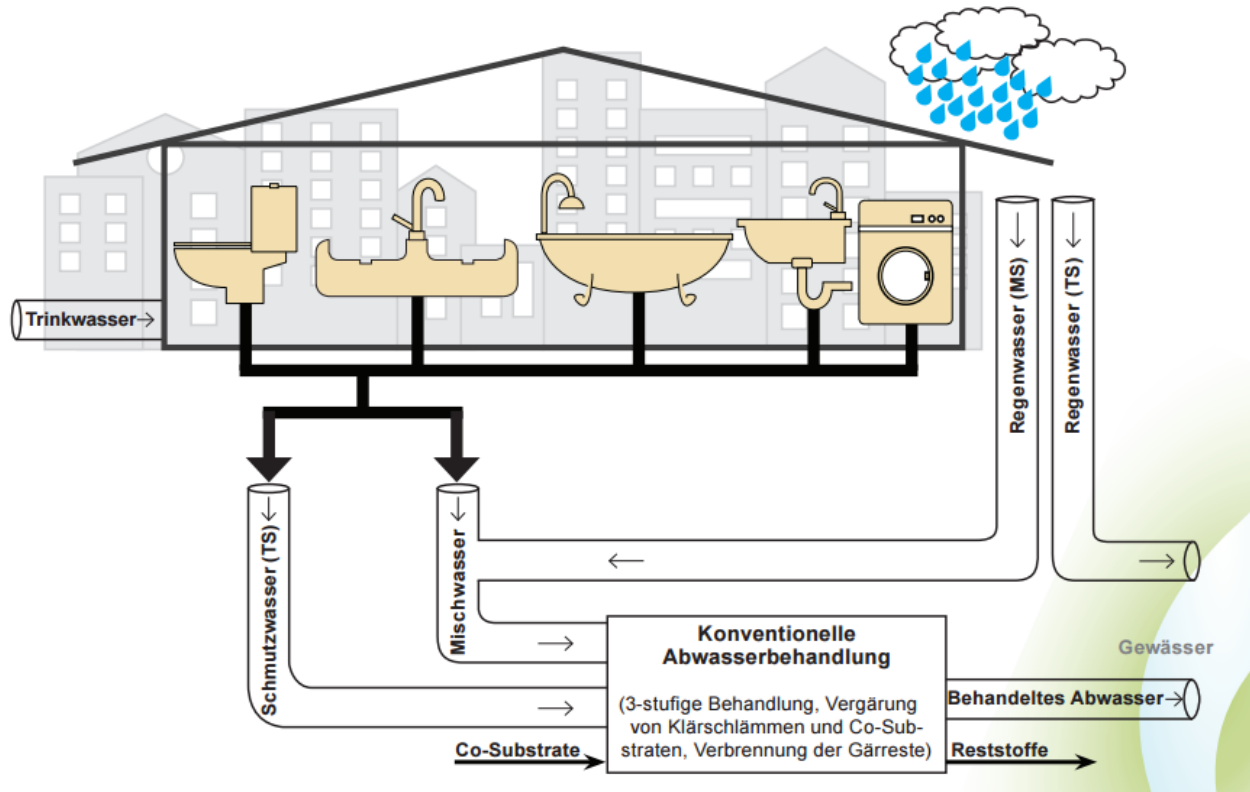


Abbildung 4: Systemvariante I: Konventionelles System (Konv) in Hamburg

Qingdao

Bei dem konventionellen System in Qingdao handelt es sich ebenfalls um eine zentrale Abwasserbehandlung. In Qingdao gibt es insgesamt 10 große Kläranlagen mit einer Vielzahl an unterschiedlichen Behandlungstechniken (QWG 2015). Da im Rahmen dieser Arbeit nicht alle spezifischen Stoffströme und Behandlungstechniken berücksichtigt werden konnten, wurde zur Vereinfachung nach Gespräch mit dem zuständigen und verantwortlichen Unternehmen für die Wasserversorgung und Abwasserentsorgung in Qingdao, der Qingdao Water Group, ein Modellsystem bzw. eine „typische“ Kläranlage für die Stadt Qingdao definiert. Diese stellt die Kläranlage bzw. den Kläranlagentyp mit der Behandlungstechnik dar, die in Qingdao am häufigsten vorkommt und wird genauer betrachtet (QWG 2015). Die Abwasserableitung erfolgt im Gegensatz zu Hamburg ausschließlich über Trennkanalisation (Schwerkraft-/Freispiegelentwässerung und Druckentwässerung). Entsprechend erfolgen die Ableitung des Regenwassers und des Schmutzwassers in zwei voneinander unabhängigen und getrennten Kanälen. Dabei wird, ähnlich wie in Hamburg, das Regenwasser in die Gewässer abgeleitet und das Schmutzwasser der Kläranlage zugeführt (QWG 2015).

Wie in Hamburg erfolgt die Abwasserreinigung über eine dreistufige Behandlung (mechanisch, biologisch, chemisch) bevor die behandelten Abwässer in die Umwelt abgeleitet werden (QWG 2015).

Der vom Abwasser abgetrennte und eingedickte Schlamm wird in Faultürmen vergoren. Die aus dem erzeugten Faul-/Klärgas in Form von Strom und Wärme gewonnene Energie wird innerhalb des Klärwerks zum Betrieb der Anlagen, zur Abwasser- und Klärschlammbehandlung, für die Gebäudeheizung und Weiteres genutzt. Die Gärreste werden teilweise kompostiert oder deponiert (QWG 2015).

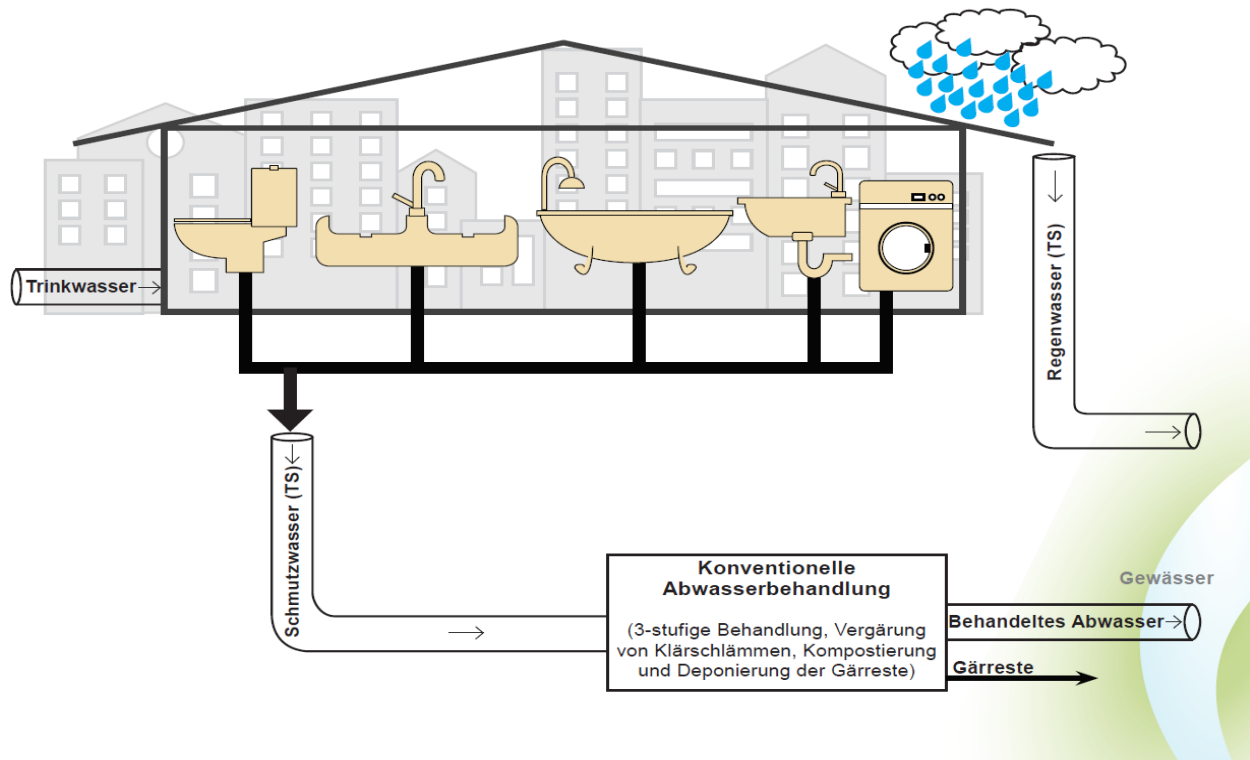


Abbildung 5: Systemvariante I: Konventionelles System (Konv) in Qingdao

Gründe für die Auswahl der Systemvariante für Hamburg und Qingdao

Die konventionellen Systeme in beiden Städten eignen sich als Referenz (Status Quo) und Vergleichsbasis, da sie den aktuellen Stand der Technik widerspiegeln. Die Details dieser Systemvarianten orientieren sich an den spezifischen Rahmenbedingungen und den hierzu vorhandenen Daten in den Städten Hamburg und Qingdao.

II Konventionell optimiertes System (Konv-opt)

Das konventionell optimierte System ist sowohl in Hamburg als auch in Qingdao eine Erweiterung bzw. Weiterentwicklung der jeweiligen bestehenden konventionellen Systeme in den Städten.

Die Abwasserableitung erfolgt bei dieser Systemvariante ausschließlich über Trennkanalisation (dies war für Qingdao bereits für das konventionelle System der Fall) mittels Schwerkraft-/Freispiegel- und Druckentwässerung. Wie in den konventionellen Systemen beschrieben, erfolgt die Ableitung des

Regenwassers und des Schmutzwassers entsprechend in zwei voneinander unabhängigen und getrennten Kanälen. Das Schmutzwasser wird der zentralen Kläranlage zugeführt. Der Anteil des Regenwassers, welcher zur Deckung des Wasserbedarfs für die Toilettenspülung benötigt wird, wird behandelt und als Brauchwasser eingesetzt. Der restliche Regenwasserstrom wird in Gewässer eingeleitet. Die Speicherung des schwachbelasteten Regenwassers aus Dachflächen und des schwerbelasteten Regenwassers aus verschmutzten Verkehrsflächen erfolgt unterirdisch in Zisternen und die Regenwasseraufbereitung erfolgt durch Membranverfahren (Kluge/Libbe 2010). Das gereinigte Regenwasser wird mittels Pumpen zu den Verbrauchern gefördert. Zur Sicherstellung der Wasserversorgung wird bei niedrigen Regenwassermengen bzw. Leerstand der Speicher, Trinkwasser nachgespeist.

Die dreistufige Abwasserbehandlung funktioniert entsprechend den beschriebenen konventionellen Systemen der Städte. Weiterführend findet hier zusätzlich durch das nachgeschaltete Verfahren PRISA⁴⁶ (Montag 2008; Pinnekamp et al. 2007) eine Phosphorrückgewinnung aus dem Klärschlamm bzw. Schlammwasser statt. Das Phosphorrückgewinnungsverfahren PRISA wurde für diese Arbeit exemplarisch aus einer Vielzahl von vorhandenen Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Abwasser, Klärschlamm und Klärschlammasche ausgewählt⁴⁷. Darüber hinaus erfolgt eine Wärmerückgewinnung (WRG) aus dem Abwasserstrom. Der Umgang mit der produzierten Energie sowie den Gärresten unterscheidet sich bei dieser Systemvariante nicht von den konventionellen Systemen der Städte.

⁴⁶ Phosphorrückgewinnung am Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen.

⁴⁷ Die meisten vorhandenen Phosphorrückgewinnungsverfahren sind bisher nicht großtechnisch umgesetzt worden. Sie werden in der Regel nur im Labor oder im halbertechnischen Maßstab betrieben und der Entwicklungsstand der Verfahren ist sehr unterschiedlich (Montag 2008).

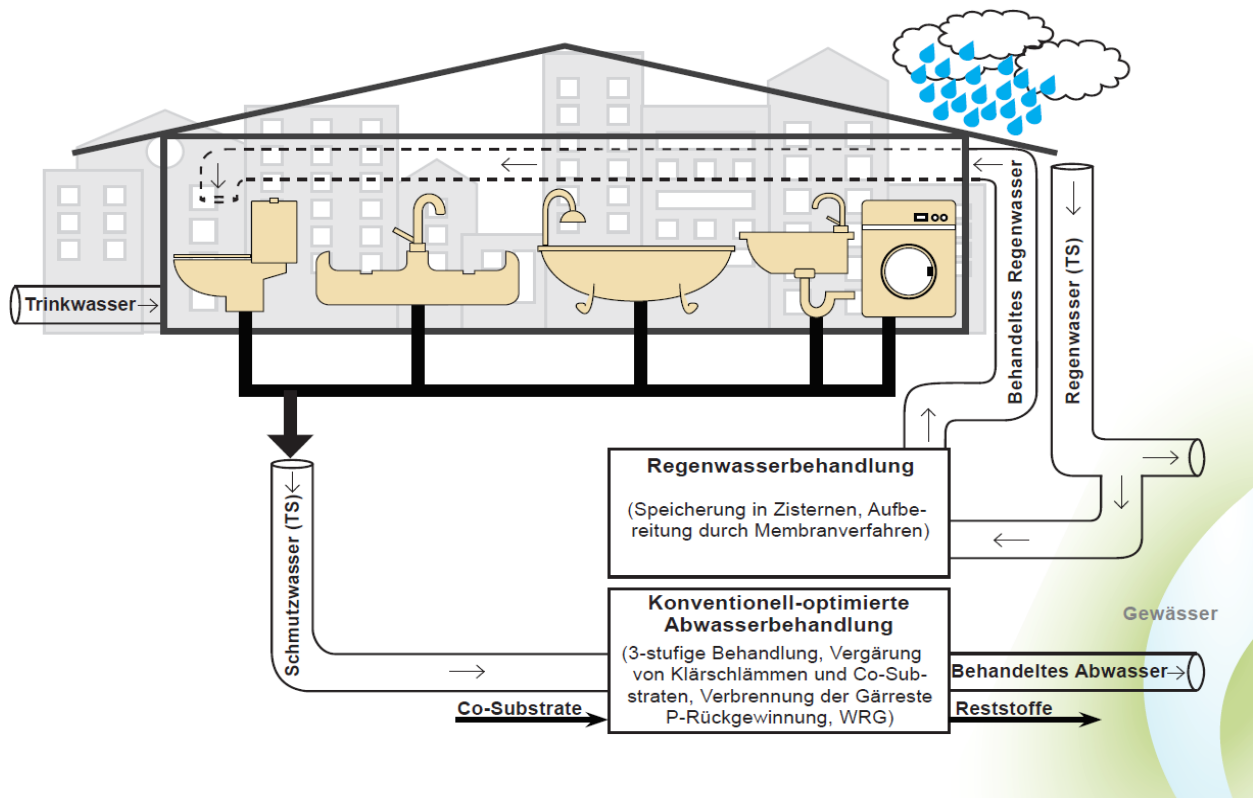


Abbildung 6: Systemvariante II: Konventionell-optimiertes System (Konv-opt) in Hamburg

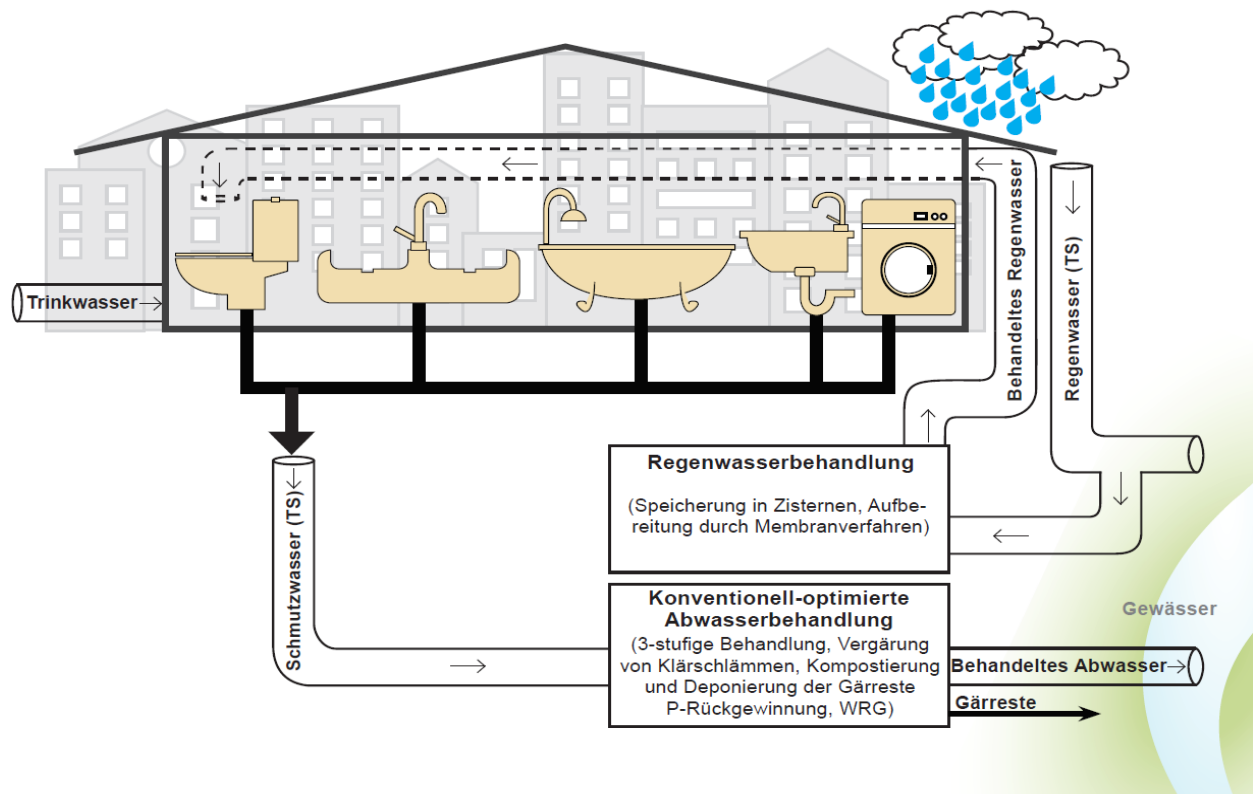


Abbildung 7: Systemvariante II: Konventionell-optimiertes System (Konv-opt) in Qingdao

Gründe für die Auswahl der Systemvariante

Auch die konventionellen Systeme werden weiterentwickelt. Somit soll neben dem aktuellen auch der zukünftige Stand der Technik abgebildet werden. Die Details der betrachteten Systeme orientieren sich stark an der Abwasserbehandlung in Hamburg und Qingdao. Die Abwasserbehandlung beinhaltet jedoch darüber hinaus auch Zukunftsthemen, welche sich bereits heute in der großtechnischen Forschung befinden und in Einzelfällen in Kläranlagen bzw. der Kanalisation bereits implementiert sind.

III KonvGrau

Bei der Systemvariante „KonvGrau“ (siehe auch Davoudi et al. 2016) handelt es sich um eine Kombination aus dezentraler bzw. semizentraler und zentraler Abwasserbehandlung. In diesem System erfolgt eine getrennte Erfassung und Ableitung von Grauwasser⁴⁸ (Abwasser aus Dusche, Waschbecken, Waschmaschinenabläufen und Küche) und Schwarzwasser⁴⁹ (Toilettenabwasser: Urin, Fäzes und Spülwasser). Die Ableitung von Grau-, Schwarz- und Regenwasser erfolgt getrennt voneinander konventionell über Schwerkraft-/Freispiegel- und Druckentwässerung. Das Schwarzwasser wird in der zentralen Kläranlage, zusammen mit Co-Substraten, konventionell behandelt (siehe Systemvariante „Konv“). Das Grauwasser wird durch eine Vollbiologie inklusive Phosphorfällung behandelt (Giese/Londong 2015) und als Brauchwasser zur Toilettenspülung eingesetzt. Der Brauchwasserüberschuss wird versickert, wobei dieser auch für andere Bedarfszwecke genutzt werden kann. Ebenso wäre eine Einleitung des Brauchwasserüberschusses in die Gewässer möglich. Darüber hinaus erfolgt eine Wärmerückgewinnung aus dem Grauwasser.

⁴⁸ Grauwasser wird im Allgemeinen als das häusliche Abwasser ohne Fäkalien bzw. ohne Toilettenabwasser bezeichnet. Das Grauwasser kann aber auch in den zwei Kategorien schwach belastetes und stark belastetes Grauwasser unterteilt werden. Im schwach belasteten Grauwasser sind im Gegensatz zum stark belasteten Grauwasser die Küchenabwässer nicht enthalten (DWA 2008b).

Grauwasser ist volumenmäßig der größte Abwasserteilstrom (60% bis 70% des häuslichen Abwassers (Otterpohl 2002)), es enthält jedoch relativ geringe Mengen an Nährstoffen und Medikamentenrückständen, weist niedrige bakterielle Konzentrationen auf und ist somit der am geringsten belastete Abwasserteilstrom (DWA 2008b).

⁴⁹ Schwarzwasser hat einen hohen Anteil an organischen Stoffen, enthält hohe Stickstoff- und Phosphatgehalte und ist somit sehr nährstoffreich. Es beinhaltet fast alle im Abwasser enthaltenen Nährstoffe. Ebenso weist das Schwarzwasser hohe Konzentrationen an Mikroschadstoffen, Medikamentenrückständen und Krankheitserregern auf, weshalb der Reinigungsprozess im Gegensatz zum Grauwasser- und Regenwasser nicht einfach ist (Vgl. DWA 2008).

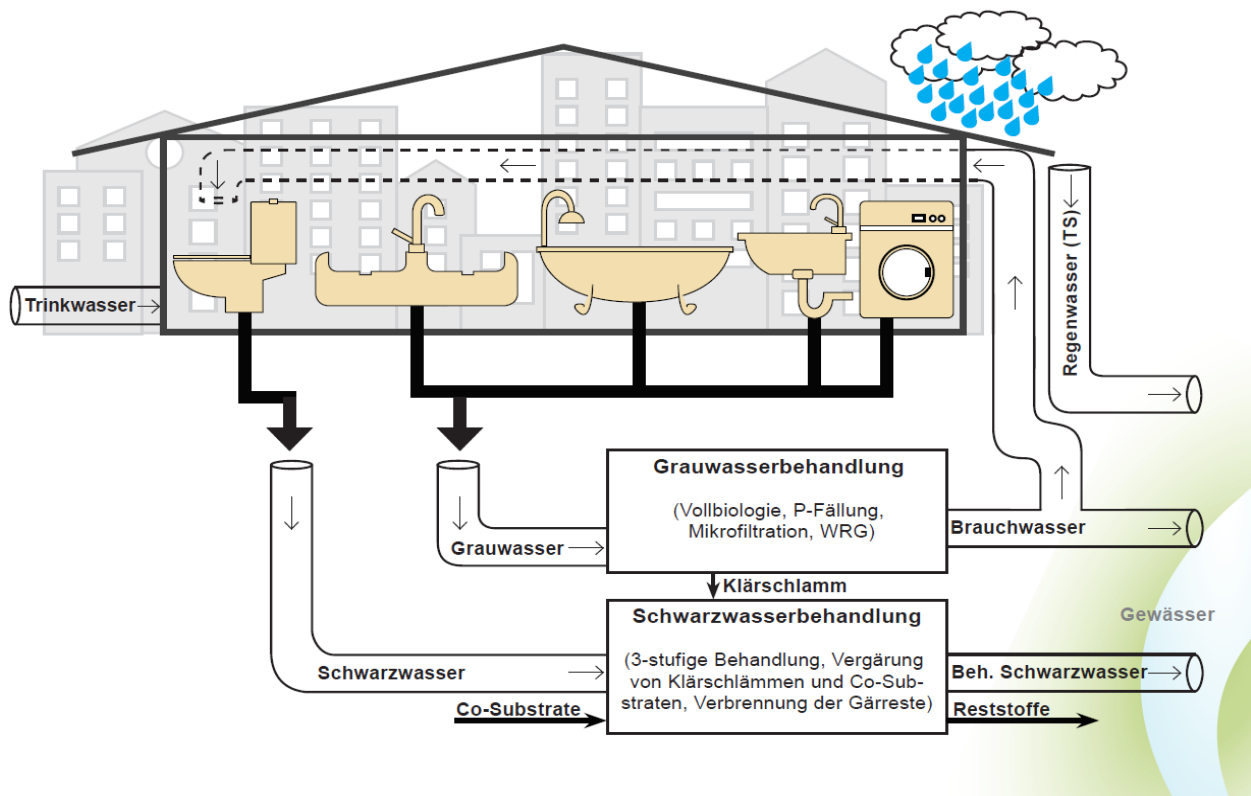


Abbildung 8: Systemvariante III: KonvGrau in Hamburg

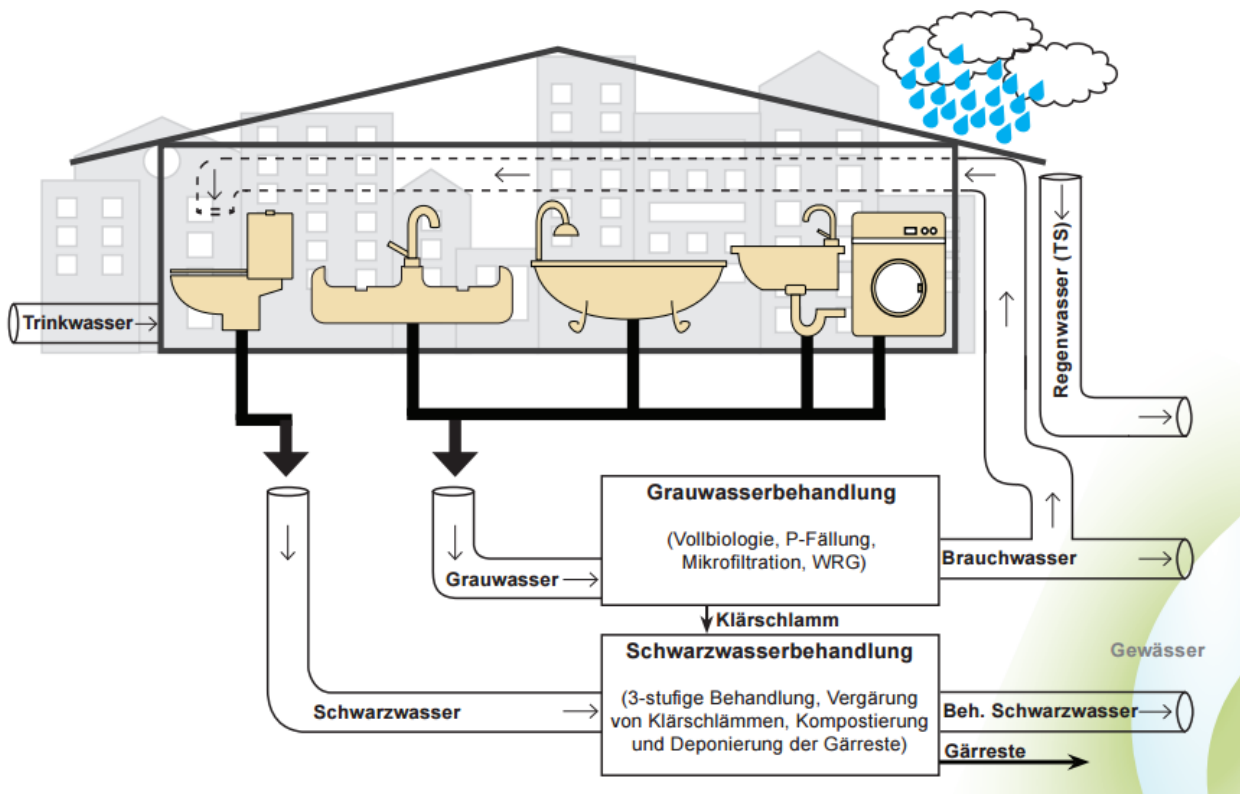


Abbildung 9: Systemvariante III: KonvGrau in Qingdao

Gründe für die Auswahl der Systemvariante

Diese technische Systemvariante wird aktuell von privaten Investoren diskutiert und in kleinem Maßstab (auf Haus-/Blockebene) umgesetzt. Siehe dazu zum Beispiel (Hefter et al. 2015). Eine Ausweitung auf Stadtteile bzw. Quartiere wäre möglich. Außerdem ist wie ein Umsetzungsprojekt in Frankfurt zeigt, der institutionelle und rechtliche Rahmen zumindest in Deutschland bereits sicher (Kerber et al. 2016).

IV Hamburg Water Cycle (HWC)

Bei dem Hamburg Water Cycle handelt es sich um eine dezentrale bzw. semizentrale Abwasserbehandlung. Bei dieser Systemvariante erfolgt die gemeinsame Erfassung, Ableitung und Behandlung von Urin, Fäzes und Spülwasser (Schwarzwasser) getrennt von anderem im Haushalt anfallenden Abwasser (Grauwasser). Das Grauwasser wird konventionell (Schwerkraft-/Freispiegel- und Druckentwässerung) abgeleitet, wohingegen die Ableitung des Schwarzwassers durch ein Vakuumsystem (Unterdruckentwässerung⁵⁰) erfolgt, wodurch erheblich geringere Wassermengen für den Transport erforderlich sind (Giese/Londong 2015). Das Regenwasser wird getrennt von Grau- und Schwarzwasser durch eine Trennkanalisation abgeleitet. Die Grauwasserbehandlung beinhaltet eine Vorbehandlung (Sedimentation), eine biologische Behandlung mit Stickstoffelimination, eine Phosphorfällung und eine Mikrofiltration (Giese/Londong 2015). Das behandelte Grauwasser wird als Brauchwasser zur Toilettenspülung eingesetzt. Der Brauchwasserüberschuss wird versickert. Denkbar wäre aber auch eine Nutzung für andere Bedarfszwecke oder eine Einleitung des Brauchwasserüberschuss in die Gewässer.

Das Schwarzwasser wird gemeinsam mit dem Grauwasserklärschlamm und den Co-Substraten vergoren. Das erzeugte Faulgas wird in Strom und Wärme umgewandelt und intern zum Betrieb der Anlagen, zur Abwasser- und Klärschlammbehandlung, für die Gebäudeheizung etc. genutzt. Das Energiepotenzial kann theoretisch auch für andere Zwecke z.B. zur Versorgung benachbarter Gebiete eingesetzt werden (Giese/Londong 2015).

Die Gärreste werden in eine feststoffarme Phase und eine schlammige, feststoffreiche Phase getrennt (Fest-Flüssig-Trennung). Die Behandlung der festen Phase erfolgt in einem CSTR (continuously stirred tank reactor) und die flüssige Phase wird in einem UASB (upflow anaerobic sludge blanket) behandelt. Anschließend wird die behandelte flüssige Phase der Grauwasserbehandlung zugegeben. Aus der

⁵⁰ Bei der Unterdruckentwässerung wird in einer zentralen Unterdruck-/Vakuumsstation mittels Vakuumpumpen ein Unterdruck erzeugt. Dieser bewirkt, dass das ganze Rohrleitungssystem unter einem ständigen Unterdruck steht und das Abwasser durch das Rohrleitungsnetz zur Unterdruckstation gesaugt werden kann (DWA 2008b). Zu den Vorteilen dieses System zählen u.a. die wassersparende Technik, die Materialeinsparung durch die geringen Rohrdurchmesser, die Flexibilität bei der Rohrleitungsverlegung da das Gefälle keine Rolle spielt (Unabhängigkeit von der Geländetopografie) und die Verhinderung von Abwasseraustritt durch den Unterdruck (DWA 2008b). Nachteile des Systems sind z.B. höherer Aufwand für Sanitäröbekte, Absaugventile und Vakuumstation (z.B. Wartung) dadurch höhere Investitions- und Betriebskosten, der Platzbedarf für die Vakuumstation, Verstopfungsgefahr des Absaugventils durch Fehlverhalten der Nutzer, die Energie für den Abwassertransport, je nach Gebäudegröße Maßnahmen für einen eventuellen Stromausfall und Schallschutzmaßnahmen (Kapselung bzw. Abschirmung von Aggregaten etc.) (DWA 2008b).

feststoffreichen Phase kann Kompost erzeugt und in der Landwirtschaft genutzt werden (Giese/Londong 2015).

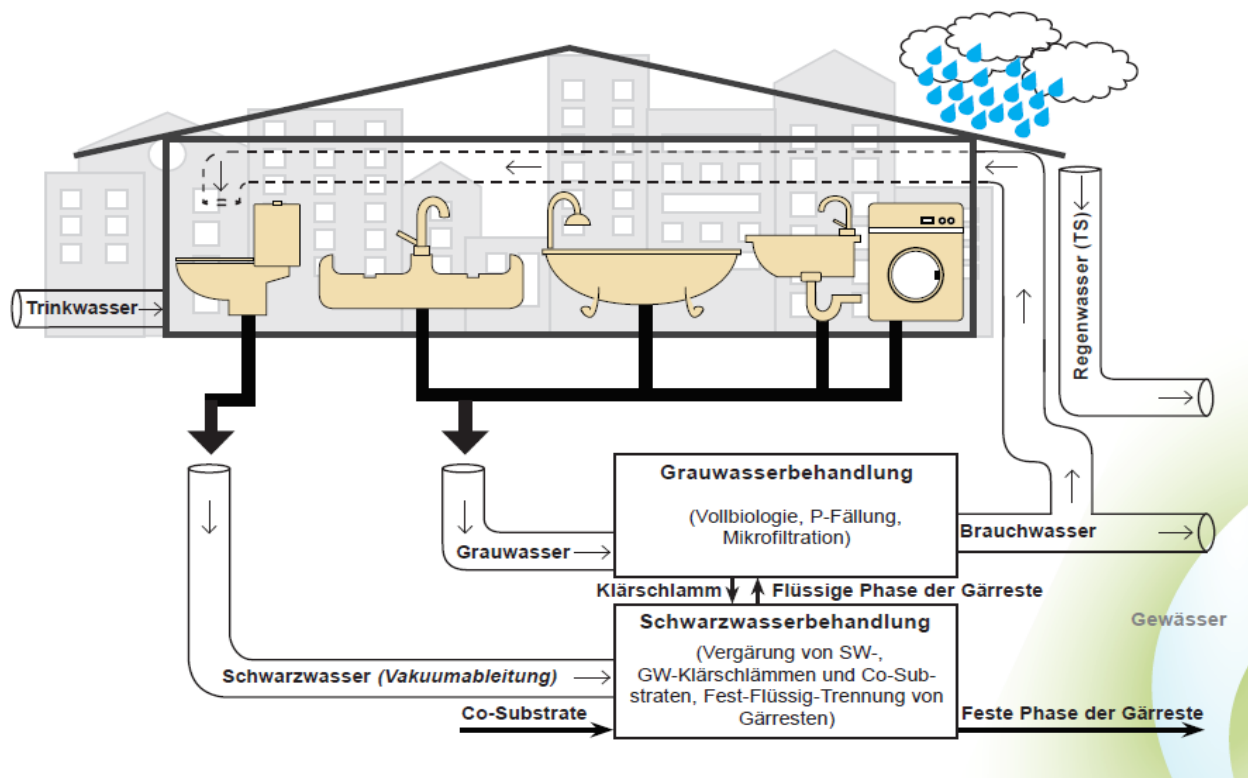


Abbildung 10: Systemvariante IV: Hamburger Water Cycle (HWC)

Gründe für die Auswahl der Systemvariante

Bei dieser Variante geht es um eine angenommene technische Implementierung des HWC nach dem Stand von Wissenschaft und Technik (Giese/Londong 2015). Diese Systemvariante verspricht einen geringeren Behandlungsaufwand, eine effizientere Nutzung der Gärreste aus dem hochkonzentrierten Schwarzwasser, eine leichtere Behandelbarkeit von Keimen und Medikamentenrückständen sowie eine Kanalentlastung durch Wassereinsparung aufgrund des Vakuumsystems (Hamburg Wasser 2015). Die Planung zur Umsetzung dieser Systemvariante war für mehr als 770 Wohneinheiten (für über 2000 Einwohner) in Hamburg weit voran geschritten, jedoch konnte sie aus verschiedenen Gründen wie zum Beispiel rechtlichen Einschränkungen in dieser Form nicht umgesetzt werden. Dies lässt die Modellierung und Analyse dieser technischen Systemvariante interessant erscheinen.

V Semizentral

Bei der Systemvariante „Semizentral“ handelt es sich genauso wie bei „HWC“ um eine dezentrale bzw. semizentrale Abwasserbehandlung. Hier erfolgt eine getrennte Erfassung und Ableitung von schwach belastetem Grauwasser (Abwasser aus Dusche, Handwaschbecken und Waschmaschinenabläufen) und dem restlichen häuslichen Abwasser aus der Küche sowie der Toilette (Schwarzwasser). Das

Regenwasser wird getrennt von Grau- und Schwarzwasser durch eine Trennkanalisation abgeleitet. Die Ableitung der verschiedenen Abwasserströme erfolgt konventionell (Schwerkraft-/Freispiegel- und Druckentwässerung). Das Grauwasser wird zunächst mechanisch vorbehandelt und dann mittels einer Membranbelebungsanlage gereinigt. Nach einer Chlordesinfektion wird das behandelte Grauwasser als Brauchwasser für die Toilettenspülung genutzt. Der Brauchwasserüberschuss wird versickert. Ebenso wäre eine Einleitung des Brauchwasserüberschusses in die Gewässer oder dessen Nutzung für andere Bedarfszwecke (z.B. Bewässerung) möglich (Tolksdorf et al. 2016; Tolksdorf 2015). Das Schwarzwasser wird gemeinsam mit dem Prozesswasser aus der Klärschlamm- und Speiserestebehandlung ebenfalls nach einer mechanischen Vorbehandlung in einer Membranbelebungsanlage gereinigt und nach einer Chlordesinfektion in Gewässer eingeleitet (Tolksdorf et al. 2016; Tolksdorf 2015). Die Klärschlämme aus der Grau- und Schwarzwasserbehandlung werden gemeinsam mit Speiseresten als Co-Substrate, vergoren. Das erzeugte Faulgas wird zur Strom- und Wärmeproduktion genutzt und für den Betrieb der Anlagen und die Behandlung der verschiedenen Abwasserströme sowie der Speisereste eingesetzt. Die Gärreste werden als Bodenverbesserer (Biosolids) in der Landwirtschaft eingesetzt.

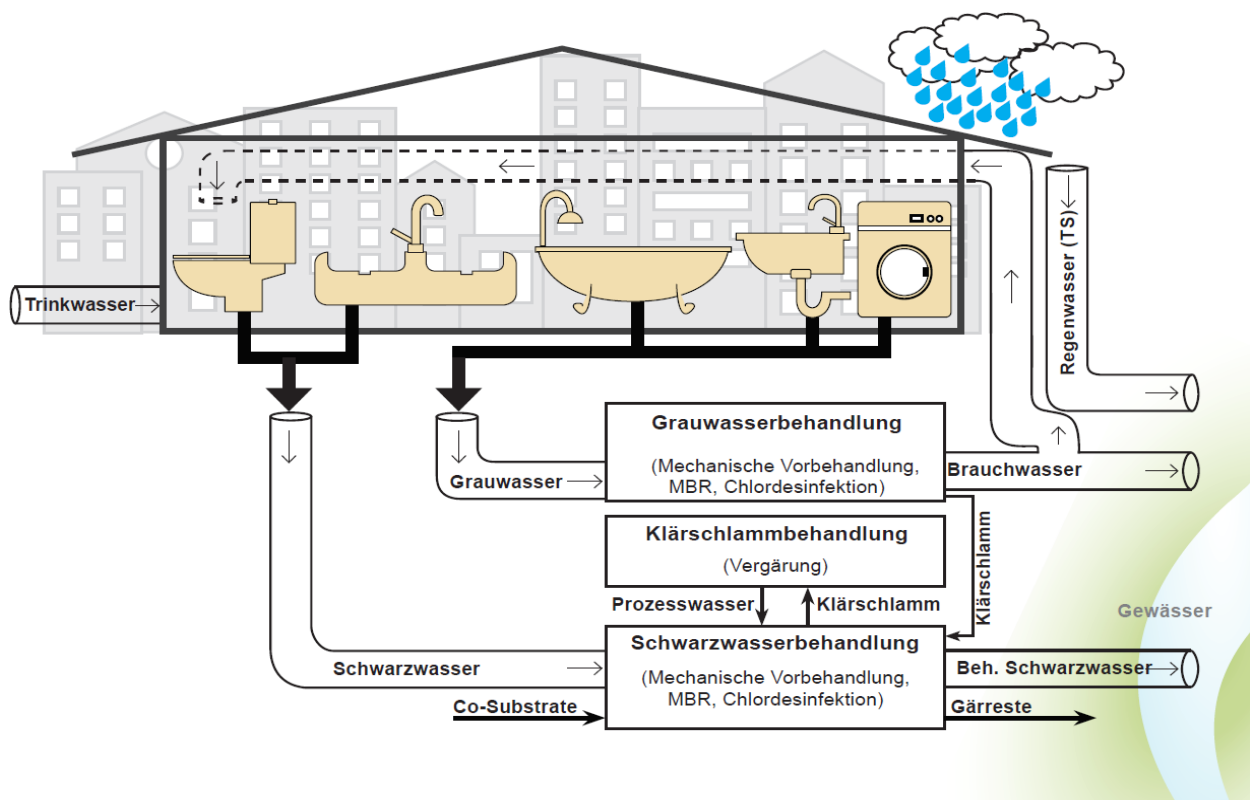


Abbildung 11: Systemvariante V: Semizentral

Gründe für die Auswahl der Systemvariante

Diese Systemvariante wurde im Jahr 2014 in Qingdao als das weltweit größte alternative System im Bereich Wasserversorgung und Abwasserentsorgung realisiert. In einem Resource Recovery Center kann das Abwasser von 12.000 Einwohnerwerten behandelt und wiederverwendet werden (Tolksdorf et al.

2016). Da dieses Projekt bereits implementiert ist und die Betriebsphase begonnen hat, war die Modellierung dieses System besonders interessant und sinnvoll.

VI Trockensystem

Bei dem „Trockensystem“ handelt es sich ebenso wie bei den letzten zwei vorgestellten Systemvarianten um eine dezentrale bzw. semizentrale Abwasserbehandlung. Bei dieser Systemvariante erfolgt die gemeinsame Erfassung und Ableitung von Fäkalien (Urin und Fäzes) sowie Toilettenpapier durch Trockentoiletten/wasserlose Urinale (ohne Wasserspülung), getrennt vom Grauwasser. Für die Behandlung werden die Fäkalien (mit Toilettenpapier) einem Sammeltank zugeführt, anschließend mit LKW weitertransportiert und zur Herstellung von Kompost zu einer Kompostierungsanlage gebracht. In der Kompostierungsanlage werden sie gemeinsam mit Speiseresten behandelt. Der Sammeltank kann gleichzeitig als eine Behandlungsstufe dienen, z.B. zur Trocknung oder Kompostierung von Fäkalien (DWA 2008b). Das Regenwasser wird separat durch eine Trennkanalisation abgeleitet. Das Grauwasser wird konventionell (Schwerkraft-/Freispiegel- und Druckentwässerung) abgeleitet und analog zur technischen Systemvariante „Semizentral“ behandelt. Entsprechend wird es zunächst mechanisch vorbehandelt und anschließend mittels einer Membranbelebungsanlage gereinigt (Tolksdorf et al. 2016; Tolksdorf 2015). Nach einer Chlordesinfektion steht das behandelte Grauwasser als Brauchwasser zur Verfügung, das bei dieser Systemvariante als Überschuss versickert wird. Ebenso wäre jedoch auch eine Einleitung des überschüssigen Brauchwassers in die Gewässer oder dessen Nutzung für andere Bedarfszwecke zum Beispiel zur Bewässerung denkbar. Darüber hinaus erfolgt eine Wärmerückgewinnung aus dem Grauwasser.

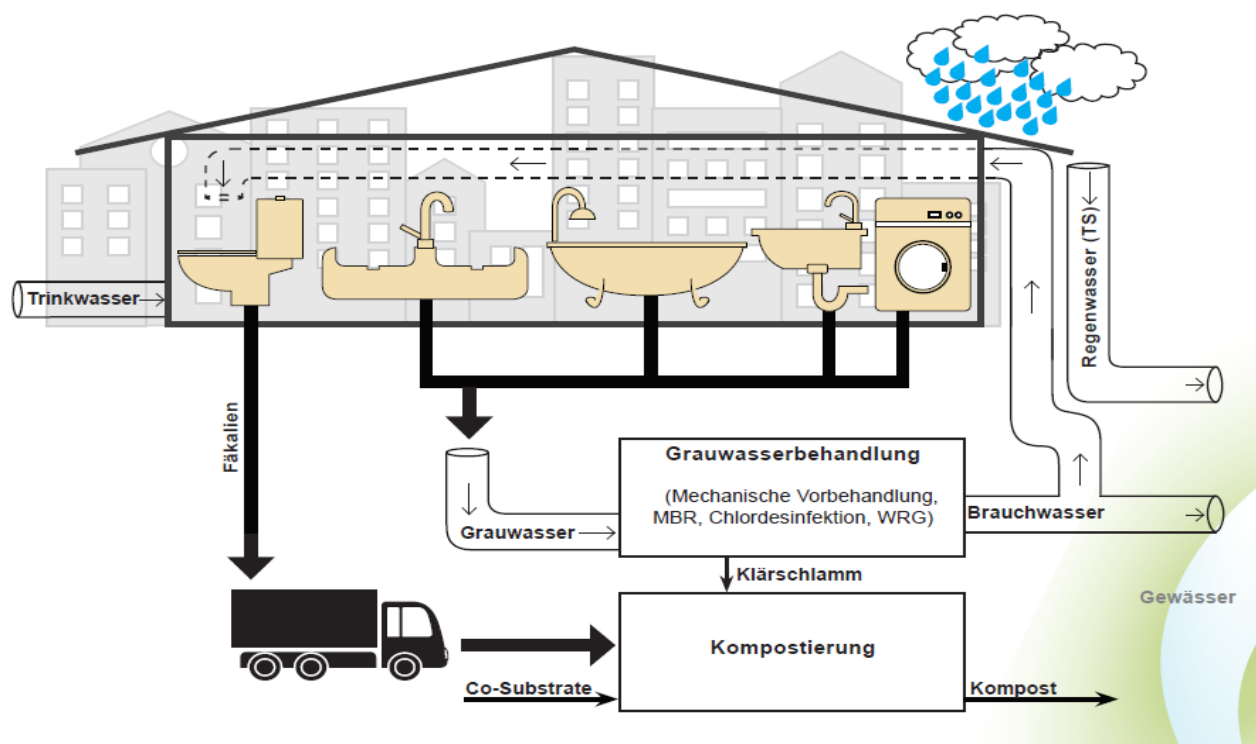


Abbildung 12: Systemvariante VI: Trockensystem

Gründe für die Auswahl der Systemvariante

Das „Trockensystem“ wird als eine alternative technische Systemvariante betrachtet, da sich dieses System von der bisherigen „Wasserfixierung“ am weitesten löst. Die weitestgehend wasserlose Technik bietet den Vorteil einer Minimierung der Abhängigkeit einer wassergestützten Abwasserentsorgung.

Tabelle 3: Übersicht zu den Systemvarianten

		Konv	Konv-opt	KonvGrau	HWC	Semizentral	Trockensystem
Wasserversorgung		Zentrale Trinkwasserversorgung	Zentrale Trinkwasserversorgung , BW (behandeltes RW)	Zentrale Trinkwasserversorgung , BW (behandeltes GW)	Zentrale Trinkwasserversorgung , BW (behandeltes GW)	Zentrale Trinkwasserversorgung , BW (behandeltes GW)	Zentrale Trinkwasserversorgung
Regenwasser		Erfassung/Ableitung über MS und TS	Erfassung/Ableitung über TS RW-Behandlung	Erfassung/Ableitung über TS	Erfassung/Ableitung über TS	Erfassung/Ableitung über TS	Erfassung/Ableitung über TS
Grauwasser	„schwach belastet“	HH: Erfassung/Ableitung über MS und TS 3-stufige Behandlung Vergärung von Klärschlämmen und Co-Substraten, Verbrennung der Gärreste	HH: Erfassung/Ableitung über TS 3-stufige Behandlung Vergärung von Klärschlämmen und Co-Substraten, Verbrennung der Gärreste, P-Rückgewinnung aus dem Schlammwasser, WRG aus Abwasser			Mechanische Vorbehandlung, MBR, Chlordesinfektion	
	„schwer belastet“	Q: Erfassung/Ableitung über TS 3-stufige Behandlung Vergärung von Klärschlämmen, Kompostierung und Deponierung der Gärreste	Q: Erfassung/Ableitung über TS 3-stufige Behandlung Vergärung von Klärschlämmen, Deponierung der Gärreste, P-Rückgewinnung aus dem Schlammwasser, WRG aus Abwasser	Erfassung/Ableitung über TS Dezentrale Behandlung über Vollbiologie: Vorbehandlung (Sedimentation mit Mikrosiebung), Biologische Behandlung mit N-Elimination, P-Fällung und Mikrofiltration WRG	Erfassung/Ableitung über TS Dezentrale Behandlung über Vollbiologie: Vorbehandlung (Sedimentation mit Mikrosiebung), Biologische Behandlung mit N-Elimination, P-Fällung und Mikrofiltration		Mechanische Vorbehandlung, MBR, Chlordesinfektion
	Schwarzwasser			HH: Ableitung über TS 3-stufige Behandlung Vergärung von Klärschlämmen und Co-Substraten, Verbrennung der Gärreste Q: Ableitung über TS 3-stufige Behandlung Vergärung von	Vakuumableitung Vergärung von SW-, GW-Klärschlämmen und Co-Substraten, Fest-Flüssig-Trennung von Gärresten	Mechanische Vorbehandlung gemeinsam mit dem Prozesswasser aus der Klärschlamm- und Speiserestebehandlung MBR Desinfektion	Sammlung von Fäkalien (mit Toilettenpapier) in Sammel-tank, Transport der Fäkalien mit LKW mit anschließender Kompostierung

			Klärschlämmen, Kompostierung und Deponierung der Gärreste			
Produkte (Abwasser)	HH: Strom und Wärme aus Faul-/Klärgas, Biomethan, Gips Q: Strom und Wärme aus Faul-/Klärgas	HH: Strom und Wärme aus Faul-/Klärgas, Biomethan, Gips, Phosphor, Wärme aus Abwasser, BW Q: Strom und Wärme aus Faul-/Klärgas, Phosphor, Wärme aus Abwasser, BW	Strom und Wärme aus Faul-/Klärgas, Biomethan, Gips, Wärme aus GW, BW Q: Strom und Wärme aus Faul-/Klärgas, Phosphor, Wärme aus Abwasser, BW	Strom und Wärme aus Faul-/Klärgas, Gärreste zur Nutzung in der Landwirtschaft, BW	Strom und Wärme aus Faul-/Klärgas, Biosolids, BW	BW, Wärme aus GW, Kompost
Entsorgung	HH: Monodeponierung von Schwermetallen und Asche Q: Deponierung von Gärresten	HH: Monodeponierung von Schwermetallen und Asche Q: Deponierung von Gärresten	HH: Monodeponierung von Schwermetallen und Asche Q: Deponierung von Gärresten			
Bioabfälle*	Vergärung, Kompostierung der Gärreste	Vergärung, Kompostierung der Gärreste	Vergärung, Kompostierung der Gärreste	Vergärung, Kompostierung der Gärreste	Vergärung, Kompostierung der Gärreste	Vergärung, Kompostierung der Gärreste
Produkte (Bioabfall)*	Biomethan, Kompost	Biomethan, Kompost	Biomethan, Kompost	Biomethan, Kompost	Biomethan, Kompost	Biomethan, Kompost

*nur in Hamburg. In Qingdao ist keine Bioabfallbehandlung vorhanden. (HH: Hamburg, Q: Qingdao, BW: Brauchwasser, GW: Grauwasser, MS: Mischkanalisation, RW: Regenwasser, SW: Schwarzwasser, TS: Trennkanalisation).

5.5 Vorgehensweise bei der Durchführung der Stoffstromanalysen

Basierend auf (Davoudi et al. 2016) wird in diesem Kapitel die Vorgehensweise bei der Durchführung der Stoffstromanalysen beschrieben und die einzelnen Schritte diskutiert.

5.5.1 Auswahl der Modellierungssoftware

Zur Durchführung der Stoffstromanalysen wurde die Software SIMBOX verwendet. Diese erwies sich nach einer umfassenden Recherche für die Modellierung der betrachteten Systemvarianten und deren mathematische Behandlung als ideal geeignet.

SIMBOX ist ein Computerprogramm zur Modellierung/Simulation/Analyse von Materie-, Stoff-, Energie- und Geldflüssen in anthropogenen Systemen (Bader/Scheidegger 2012). Es wurde im Jahr 1991 vom Forschungsinstitut eawag aquatic research entwickelt und befindet sich seitdem im Weiterentwicklungsprozess (Bader/Scheidegger 2012). Die Software wurde bereits für die Modellierung von vielen verschiedenen Infrastruktursystemen eingesetzt, häufig auch zur Modellierung von Wasserinfrastruktursystemen (Woltersdorf et al. 2015; Kenway et al. 2013; Chèvre et al. 2013; Erni et al. 2011; Meininger 2010; Erni et al. 2009; Huang et al. 2006; Schaffner et al. 2005). Die wesentlichen Gründe für die Auswahl dieser Software waren, neben der Leistungsfähigkeit des Programms für die Durchführung der beabsichtigten Stoffstromanalysen, auch der von der eawag aquatic research über den technischen Support angebotene fachliche Austausch bezüglich der Modellierung von Wasserinfrastruktursystemen.

5.5.2 Auswahl der Stoffströme

Zur Durchführung der beabsichtigten Analysen in dieser Arbeit wurden die Stoffströme Wasser, Phosphor und Stickstoff ausgewählt. Neben den Stoffströmen wurden Energieströme betrachtet. Daher müssten die durchgeführten Modellierungen im Grunde genommen als Stoffstrom- und Energieanalysen bezeichnet werden. Der Kürze halber werden die genannten Analysen im weiteren Verlauf der Arbeit als „Stoffstromanalyse“ bezeichnet.

In der Siedlungswasserwirtschaft sind die Themen Wasser, Energie und Nährstoffe eng miteinander verbunden und können nicht losgelöst voneinander betrachtet werden. Für eine nachhaltige und sichere Wasserversorgung und Abwasserentsorgung spielen sowohl Energie als auch Nährstoffe eine zentrale Rolle. Als Lebensmittel/Produkt auf der Versorgungsseite und als Transportmedium auf der Entsorgungsseite stellt Wasser die Grundlage dar, von der ausgehend die anderen Stoffströme betrachtet wurden.

Die Situation der Wasserversorgung ist in den Untersuchungsstädten Hamburg und Qingdao nicht vergleichbar, jedoch sind beide Städte in ihrer Wasserversorgung teilweise von der Bereitstellung aus anderen Regionen abhängig (siehe Kapitel 5.3). Auch aufgrund der zentralen Bedeutung von Wasser (siehe Kapitel 2) ist die nähere Betrachtung des Stoffstroms Wasser für beide Städte von großem Interesse. Beispielsweise könnte eine Reduzierung des Trinkwasserbedarfs zur Unabhängigkeit bei der Wasserversorgung aus anderen Regionen führen.

Die (Siedlungs-)Wasserwirtschaft ist ein großer Energieverbraucher. So werden alleine in Deutschland pro Jahr ca. 6,6 TWh Strom (entspricht dem jährlichen Strombedarf von etwa 1,6 Millionen 4-Personen-Haushalten) in der Siedlungswasserwirtschaft (öffentliche Wasserversorgung und Abwasserreinigung/-behandlung) verbraucht (DWA 2014c). Jährlich werden in den grob 10.000 Kläranlagen rund 4,2 TWh Strom und rund 3,2 TWh Wärme verbraucht (DWA 2011a). So sind Kläranlagen im kommunalen Bereich die größten Energieverbraucher und haben beispielsweise einen höheren Strombedarf als Straßenbeleuchtung oder Schulen (DWA 2011a). Die Siedlungswasserwirtschaft hat auf der einen Seite einen hohen Energiebedarf auf der anderen Seite ist sie jedoch auch ein Energieproduzent mit großem energetischen Potenzial. Auf deutschen Kläranlagen werden jährlich rund 1,1 TWh Strom und rund 1,1 TWh Wärme produziert und intern zum Betrieb der Anlagen, für die Abwasserbehandlung sowie für weitere Zwecke (z.B. Gebäudeheizung) genutzt oder an Dritte abgegeben und extern genutzt (DWA 2011a).

Das Thema Energie in der Siedlungswasserwirtschaft spielt ähnlich wie in Deutschland auch in China und vielen anderen Ländern eine zentrale Rolle.

Nährstoffe sind – neben Energie – ebenfalls von zentraler Bedeutung. Sie bilden eine wichtige Lebensgrundlage für Menschen, Flora und Fauna. Im Abwasser sind viele Nährstoffe wie zum Beispiel Phosphor und Stickstoff enthalten, die zur Vermeidung einer Überdüngung bzw. Eutrophierung von Gewässern durch verschiedene Verfahren mit hohem Energieaufwand in Kläranlagen gezielt eliminiert werden und somit in sehr großen Mengen verloren gehen (DWA 2008b). Dies führt dazu, dass sie trotz der Knappheit von endlichen/fossilen Ressourcen (z.B. Phosphor) nicht in den landwirtschaftlichen Nutzungskreislauf zurückgeführt werden können. Auf der anderen Seite ist die Herstellung von Düngemitteln, die für die Landwirtschaft bzw. Ernährungssicherheit notwendig sind, mit sehr viel Energieaufwand verbunden. Beispielsweise wird zur Düngemittelherstellung unter hohem Energieaufwand Luftstickstoff in eine pflanzenverfügbare Form überführt oder aus Phosphaterzen mineralischer Phosphordünger hergestellt (DWA 2008b). Das Potenzial von Abwasser als Dünger ist jedoch sehr hoch und sollte vermehrt genutzt werden. Wenn etwa der anfallende Urin in Deutschland vollständig als Düngemittel genutzt werden würde, könnte dieser ca. 17% des derzeit zur Düngung

eingesetzten Stickstoffs und ca. 21% des eingesetzten Phosphors substituieren (Clemens et al. 2008; DWA 2008b).

Daraus folgt, dass eine nachhaltige Wasserversorgung und Abwasserentsorgung nicht durch einzelne Maßnahmen, wie z.B. Wassereinsparung, Energieeinsparung oder effizientere Nutzung von Nährstoffen, erreicht werden können. Die Themen Wasser, Energie und Nährstoffe wechselwirken miteinander und können nicht losgelöst voneinander betrachtet werden. Deshalb muss eine Kombination aus mehreren Maßnahmen umgesetzt werden, um die Nachhaltigkeitsziele in der Wasserversorgung und Abwasserbehandlung zu erreichen. Dazu sollten das Abwasser und seine Inhaltsstoffe nicht als Abfall sondern als Ressource gesehen werden, die sowohl energetisch als auch stofflich optimal verwertet werden sollte.

5.5.3 Festlegung der räumlichen und zeitlichen Systemgrenzen

Die Festlegung/Definition der räumlichen und zeitlichen Systemgrenzen gehört bei Stoffstromanalysen zu den zentralen Punkten (Baccini/Bader 1996). Geeignete Systemgrenzen sind zwingend notwendig, um eine hinreichende Eingrenzung des Untersuchungsrahmens bzw. Untersuchungssystems zu gewährleisten. Die Breite und Tiefe von Stoffstromanalysen können somit je nach Fragestellung und Untersuchungssystem stark schwanken.

Systemgrenzen beschreiben die Schnittstellen zur Umwelt und zu anderen Produktsystemen. Auch legen sie die in das System einzubeziehenden Prozessmodule fest. Räumliche Systemgrenzen können in verschiedene Arten klassifiziert werden (Schebek 2010), wie etwa in:

- Geographische: Region, Seen, Land,
- Wirtschaftliche/Politische: Deutschland, Europäische Union, Baubranche,
- Organisatorische: Standort, Unternehmen,
- Technologische: Maschinen, Prozesse,
- Naturwissenschaftliche: Chemische Umsetzung.

Die zeitlichen Systemgrenzen können theoretisch beliebig lang oder kurz (z.B. zwischen einer Sekunde und 1000 Jahren) gewählt werden. In der Regel wird als zeitliche Systemgrenze ein Jahr ausgewählt, da zumeist die für die Bilanzierung relevanten Daten jährlich ermittelt werden, etwa durch die Jahresbilanz von Unternehmen.

Die räumlichen Systemgrenzen sind in dieser Arbeit die politischen/administrativen Grenzen der beiden Städte Hamburg und Qingdao (Statistisches Amt für Hamburg und Schleswig-Holstein 2011; China Statistics Press 2014). Als zeitliche Systemgrenze bzw. Betrachtungszeitraum für die Bilanzen wurde die

Zeitspanne von einem Jahr gewählt. Das Bezug-/Basisjahr für diese Arbeit ist das Jahr 2012. Allerdings stammen nicht alle eingesetzten Analysedaten aus diesem Jahr, da nicht alle benötigten Daten für dieses Jahr zur Verfügung standen. In solchen Fällen wurde versucht, Daten aus den Jahren vor oder nach 2012 einzusetzen, ohne auf wesentlich ältere Daten zurückzugreifen.

5.5.4 Modellierung von Stoffströmen

Die ausgewählten Stoffströme Wasser, Energie, Phosphor und Stickstoff wurden innerhalb der in Kapitel 5.5.3 festgelegten Systemgrenzen für die Städte Hamburg und Qingdao auf Gesamtstadtebene modelliert/simuliert. Es erfolgte eine Input-Output-Analyse (siehe Kapitel 3.3) für alle vordefinierten technischen Systemvarianten, welche in Kapitel 5.4 vorgestellt wurden.

Die betrachteten Inputs und Outputs in die Städte bzw. aus den Städten können für diese Arbeit wie folgt zusammengefasst werden. Die Inputs waren Trinkwasser, Energie, Co-Substrate und Niederschläge. Als Outputs wurden (Ab-)Wässer in verschiedenen Qualitäten⁵¹, Energie und Reststoffe berücksichtigt. Bei den Stoffstrommodellierungen erfolgten Input-Output-Analysen, wobei einzelne Prozessschritte und Verflechtungen innerhalb der Prozesse nicht berücksichtigt wurden. Die einzelnen Prozesse Trinkwasserbereitstellung, Abwasserbehandlung, Klärschlammbehandlung, Energieproduktion, Nährstoffentfernung, Co-Substrataufbereitung wurden als „Black Boxes“ betrachtet. So wurde zum Beispiel bei der konventionellen Abwasserbehandlung nicht berücksichtigt, wie viel Strom für die einzelnen Behandlungsstufen (mechanisch, biologisch, chemisch) benötigt wird sondern die gesamte Behandlung als eine Black Box mit einem spezifischen Energiebedarf berücksichtigt.

Im Folgenden werden die Wasser-, Energie- und Nährstoffmodellierungen vorgestellt sowie die zentralen Setzungen, Vereinfachungen und Annahmen diskutiert.

Wassermodellierung

Für beide Städte erfolgte die Wassermodellierung in der Systemvariante „Konv“ (Referenzsystem/-variante) als Trinkwasser, häusliches Abwasser und Regenwasser. In den alternativen Systemen wurden die unterschiedlichen Teilströme Trinkwasser, Schwarzwasser, schwach belastetes oder stark belastetes Grauwasser, Brauchwasser sowie Regenwasser modelliert. Sowohl für Hamburg als auch für Qingdao wurde davon ausgegangen, dass alle Einwohner (100%) an die (Trink-)Wasserversorgung und Abwasserentsorgung/-behandlung angeschlossen sind.

⁵¹ Je nach Nutzungsart des Wassers fallen in der Siedlungswasserwirtschaft Abwässer mit unterschiedlichen Stoffkonzentrationen und Gefährdungspotenzialen an. Die Abwasserzusammensetzung ist nicht immer konstant. Die Art und Weise des Wasserverbrauchs und der Gebäudenutzung, Lebens- bzw. Essgewohnheiten oder generell kulturelle Gewohnheiten, Alter, Geschlecht, sowie besondere Aspekte wie z.B. Ausstattung der Haushalte (z.B. Geschirrspüler), der Phosphatgehalt von Reinigungsmitteln, Körperpflegemitteln etc. können die Beschaffenheit der Abwasserteilströme, deren Menge (auch abhängig vom Sanitärstandard) sowie deren Konzentrationen stark beeinflussen (Kaufmann Alves 2012; DWA 2008b; Oldenburg et al. 2008). Eine ausführliche Beschreibung der verschiedenen Abwasserteilströme, Erfassungs-, Ableitungs-, Behandlungs- und Verwertungsmöglichkeiten dieser Ströme sind in (DWA 2008b) vorhanden.

Für die Stadt Hamburg wird im Referenzsystem mit einem Trinkwasserbedarf von 139 l/E*d (Hamburg Wasser 2015) gerechnet. Dieser liegt in Qingdao bei 109 l/E*d (QWG 2015; Bi 2015) und somit rund 22% niedriger als in Hamburg. Der tatsächliche Trinkwasserbedarf liegt jedoch höher, da zusätzlich zum Trinkwasserbedarf der Verbraucher die Verluste bzw. Exfiltrationsraten aus der Trinkwasserleitung berücksichtigt werden müssen. Diese liegen in Hamburg bei 4,2% (Hamburg Wasser 2014) und in Qingdao bei 16% (QWG 2015). Das hat zur Folge, dass 4,2% bzw. 16% weniger Trinkwasser beim Verbraucher ankommt, als von den zentralen Trinkwasserversorgungsunternehmen bereitgestellt wird. Die Fremdwassereinträge (Infiltration) in die Kanalisation wurden in beiden Städten für die Systemvarianten „Konv“ und „Konv-opt“ mit 30% berücksichtigt (Hamburg Wasser 2015; QWG 2015). (SBA/DWA 2014; Brombach 2013) geben für Hamburg Fremdwassereinträge von 20% bis 30% an. In Hamburg wurden keine Verluste (Exfiltration) aus der Kanalisation berücksichtigt, da die Kanäle im Grundwasser liegen (Hamburg Wasser 2015). Aufgrund fehlender Daten zur Exfiltration aus der Kanalisation in Qingdao wurden die Verluste hier abgeschätzt. Nach einem intensiven Fachgespräch mit der Qingdao Water Group, dem Wasserversorger und Abwasserentsorger in Qingdao, wurde die Exfiltration ebenfalls mit 0% angesetzt⁵². Zur Berechnung der Fremdwassereinträge und Verluste wurden die Kanalisationslängen nicht berücksichtigt. Bei allen alternativen Systemvarianten wurden keine Infiltrations- und Exfiltrationsraten berücksichtigt. Hier wird davon ausgegangen, dass in den ersten Jahren und somit im Bilanzzeitraum aufgrund von Neuverlegung/-installation der Kanäle oder durch den Einsatz von Inlinern im Falle einer Weiter-/Umnutzung der bestehenden Infrastruktur keine Fremdwassereinträge und Verluste auftreten.

In allen Systemvarianten werden basierend auf (BDEW 2015) für beide Städte 6% des Trinkwasserbedarfs für Zwecke wie Raumreinigung, Gartenbewässerung sowie Autopflege und 4% für Essen und Trinken angenommen. Die Trinkwasserverluste bzw. der Trinkwasseranteil, der nicht in die Kanalisationen eingeleitet wird mit 6% veranschlagt. Beim System „Konv“ wird davon ausgegangen, dass rund 1% der Abwassermengen durch Überläufe direkt in die Umwelt gehen und nicht zur Kläranlage geführt werden.

Abbildung 13 stellt prozentual die tägliche Trinkwasserverwendung in deutschen Haushalten für das Jahr 2014 nach unterschiedlichen Nutzungsarten dar. Die angegebenen Zahlen sind das Ergebnis umfangreicher Wasserverbrauchsmessungen aus den 1970er/80er Jahren. Aktuellere Messdaten zum Wasserverbrauch sind derzeit für Deutschland nicht bekannt (TZW 2015). Gegenwärtig wird vom Technologiezentrum Wasser in Dresden ein Forschungsprojekt bearbeitet, in dem Wasserverbrauchsmessungen für verschiedene Regionen in Deutschland durchgeführt werden (TZW 2015). Da keine aktualisierten Daten vorliegen, können aufgrund veränderter sozio-ökonomischer und

⁵² Nach Qingdao Water Group befindet sich die Wasserversorgung und Abwasserentsorgung in Qingdao auf dem höchsten Niveau und kann mit der Wasserinfrastruktur in Deutschland mithalten. Qingdao Water Group gab eine Exfiltrationsrate von 0% an. Da sonst keine Daten zur Exfiltration in Qingdao vorlagen, wurden für die Modellierungen als Exfiltrationsrate 0% angesetzt. Diese Zahl müsste jedoch kritisch geprüft werden, was im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich war.

technischer Randbedingungen große Unsicherheiten bezüglich der Verbrauchsmuster bestehen (TZW 2015). 36% bzw. 43 Liter Wasser werden zum Baden, Duschen und zur Körperpflege genutzt. Knapp 1/3 des Tagesbedarfs (27% bzw. 33 Liter) wird für die Toilettenspülung verwendet. Zu Reinigungszwecken (Wäschewaschen, Raumreinigung, Geschirrspülen etc.) werden rund 24% bzw. 29 Liter Wasser eingesetzt. Für das Essen und das Trinken werden täglich nur ca. 5 Liter (4% des Tagesbedarfs) benötigt. Für Qingdao wurde von der gleichen Trinkwasserverwendung bzw. -verteilung nach unterschiedlichen Nutzungsarten im Haushalt ausgegangen, da hier keine genaueren Informationen vorlagen.

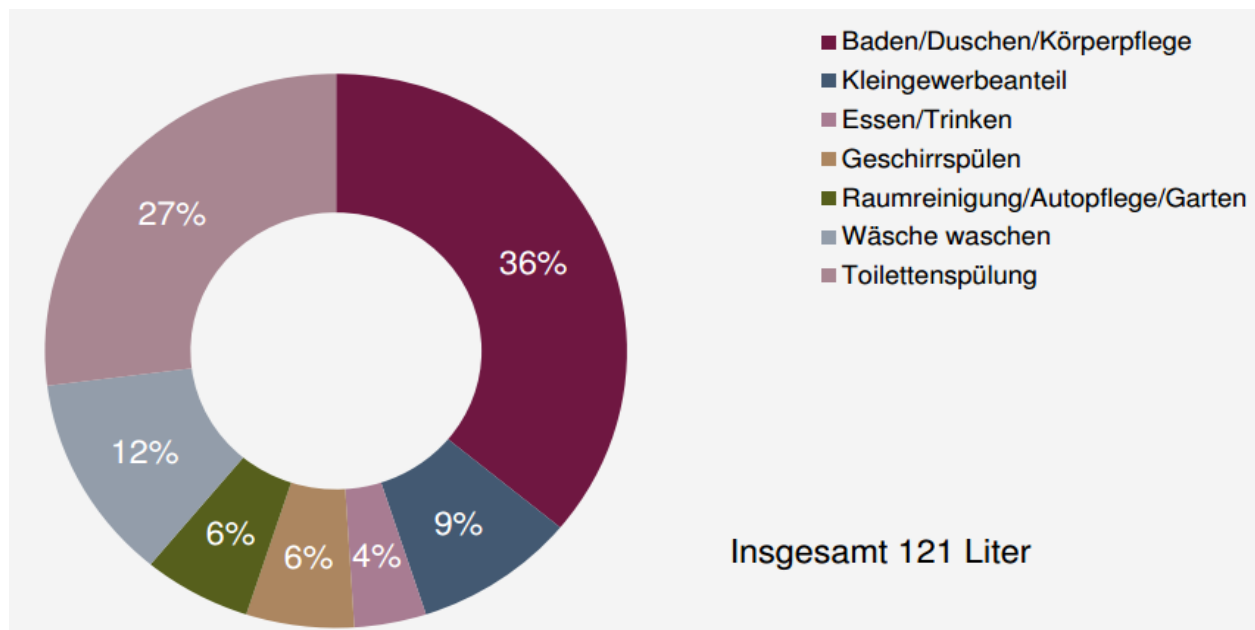


Abbildung 13: Trinkwasserverwendung im Haushalt 2014.

Durchschnittswerte bezogen auf die Wasserabgabe an Haushalte und Kleingewerbe – Anteile (BDEW 2015)

Seit 1990 ist der durchschnittliche Wasserverbrauch in Deutschland von 145 (l/E*d) auf 121 (l/E*d) im Jahr 2014 zurückgegangen (ATT et al. 2011; Friedl 2011).

Wassersparende und effektive Sanitär- und Haushaltssysteme bzw. Technologien z.B. Mehrnutzungs- und Kreislaufsysteme, die Aufklärung und Bewusstseinsbildung der Bevölkerung und die Wasserpreise können als Gründe für diesen Rückgang (in allen Sektoren) genannt werden (BMU 2011; Hummel/Lux 2006; Geiler 2003). Der Wasserverbrauch ist in Qingdao wie bereits erwähnt geringer als in Deutschland/Hamburg. Grund dafür ist unter anderem die Mehrfachnutzung des Wassers als ein knappes Gut (QWG 2015).

Tabelle 4 fasst die betrachteten Input- und Output-Ströme in der Wassermodellierung zusammen.

Tabelle 4: Input- und Output-Ströme in der Wassermodellierung

Inputs	Outputs
<ul style="list-style-type: none"> • Trinkwasserbereitstellung, • Niederschläge, • Infiltration-Mischwasserableitung, • Infiltration-Schmutzwasserableitung, • Infiltration-Regenwasserableitung, • Infiltration-Grauwasserableitung, • Infiltration-Brauchwasserableitung, • Infiltration-Schwarzwasserableitung. 	<ul style="list-style-type: none"> • Exfiltration-Trinkwasserleitung, • Trinkwasserverluste, • Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss), • Exfiltration-Mischwasserableitung, • Exfiltration-Schmutzwasserableitung, • Einleitung behandeltes Abwasser, • Einleitung aus Überläufen, • Regenwassereinleitung, • Exfiltration-Regenwasserableitung, • Brauchwasserüberschuss, • Exfiltration-Grauwasserableitung, • Exfiltration-Brauchwasserableitung, • Einleitung behandeltes Schwarzwasser, • Exfiltration-Schwarzwasserableitung.

Energiemodellierung

Bei der Energiemodellierung wurden für alle technischen Systemvarianten die Gesamtbilanzen (Produktion abzüglich Bedarf) für Strom und Wärme aufgestellt und berücksichtigt. Entsprechend wurde der Strom- und Wärmebedarf für die Trinkwasserbereitstellung, Abwasserableitung, Abwasser- und Klärschlammbehandlung, Regenwasserableitung/-behandlung, Phosphorrückgewinnung, Aufbereitung der Co-Substrate, Biogasaufbereitung sowie Wärmerückgewinnung aus dem Abwasser bzw. Grauwasser genauso berücksichtigt, wie die erzeugten Energiemengen (Strom, Wärme, Biogas und Biomethan). Ebenso wurde der Energieaufwand zum Transport⁵³ von Co-Substraten und im Falle von „Trockensystem“ auch zum Transport von Fäkalien bilanziert.

Darüber hinaus wurde der theoretisch größtmögliche Deckungsgrad des Wärmebedarfs von Haushalten für Warmwasser und Heizung durch die Wärmerückgewinnung aus dem Abwasser bzw. Grauwasser ermittelt. Zum Untersuchungsgegenstand in dieser Arbeit gehörte allerdings nicht die Bilanzierung des Gesamtenergiebedarfs von Haushalten. Es wurden lediglich Energieströme in Verbindung mit der Wasserversorgung und Abwasserentsorgung/-behandlung bilanziert/betrachtet. Der Energiebedarf für die Abluftbehandlung wurde ebenso nicht berücksichtigt. Dieser ist von vielen Einflussfaktoren wie z.B. Luftwechsel, klimatische Bedingungen, Größe des zu entlüftenden Raumes, Art der Abluftbehandlung

⁵³ Zum Transport von Co-Substraten/Fäkalien per LKW wurde eine Transportstrecke von 25 km angenommen (siehe auch Kapitel 11.1).

abhängig (Haber Kern et al. 2008). Aufgrund des fehlenden Zugangs zu Daten war es in dieser Arbeit nicht möglich den Energiebedarf für die Abluftbehandlung in der Energiemodellierung zu berücksichtigen.

Da der Wärmebedarf der Kläranlage vollständig gedeckt wird, sind keine bzw. keine bilanziell relevanten Mengen an Gas oder Öl für den Kläranlagenbetrieb notwendig (Hamburg Wasser 2015; QWG 2015), weshalb diese bei den Stoffstrommodellierungen nicht berücksichtigt werden.

Wie bereits in der Beschreibung der technischen Systemvarianten in Kapitel 5.4.2 erwähnt, findet in der konventionellen Abwasserbehandlung in Hamburg im Faulungsprozess auch eine Co-Vergärung von organischen Abfällen (darunter viel Fettwässer aus den Fettabseichern von Restaurants) statt (Hamburg Wasser 2015). Da die Zusammensetzung der Co-Substrate fluktuiert und ihre Mengen wie ihre Eigenschaften nicht genau bekannt sind, wurden in dieser Arbeit vereinfachend für die Systemvariante „Konv“ als Co-Substrate Fettwässer und Rasenschnitt herangezogen. Die eingesetzten Mengen der Co-Substrate (siehe Kapitel 11.1) wurden so gewählt, dass die Energieproduktion in etwa der tatsächlichen Energieproduktion der Hamburger Kläranlage entspricht.

Ein weiterer Grund für die Auswahl der genannten Co-Substrate war, dass dieselben Co-Substrate auch in der Systemvariante „HWC“ (optimierte Version des Umsetzungsprojektes KREIS⁵⁴) als Co-Substrate eingesetzt werden. Somit ist eine bessere „Vergleichbarkeit“ unter den Systemvarianten gegeben. Entsprechend wurden auch in den Systemvarianten „Konv-opt“ und „KonvGrau“ als Co-Substrate Fettwässer und Rasenschnitt herangezogen. Es ist anzumerken, dass sich die spezifischen Co-Substratmengen auf Gesamtstadtebene von den Co-Substratmengen, die für das KREIS-Projekt geplant sind stark unterscheiden. Auf der Gesamtstadtebene wurden bezogen auf die Einwohnerzahl geringere Co-Substratmengen angenommen. Dies führt u.a. auch zu unterschiedlichen Energiebilanzen. Darüber hinaus ist wichtig zu erwähnen, dass bei „HWC“ (und den anderen Systemvarianten) lediglich Energieströme in Verbindung mit der Wasserversorgung und Abwasserentsorgung/-behandlung bilanziert/betrachtet wurden. Im Umsetzungsprojekt werden jedoch weitere regenerative Energiequellen wie z.B. Photovoltaik, Solarthermie, Geothermie usw. zur Energieversorgung betrachtet (Giese/Londong 2015), welche in dieser Arbeit nicht berücksichtigt werden. Daher können die Ergebnisse auf Gesamtstadtebene mit den Ergebnissen aus dem Umsetzungsprojekt nicht direkt miteinander verglichen werden. In den Systemvarianten „Semizentral“ und „Trockensystem“ wurden als Co-Substrate Speisereste berücksichtigt (siehe Kapitel 5.4.2). Auch bei „Semizentral“ unterscheidet sich die Menge der Speisereste von den eingesetzten Mengen im Umsetzungsprojekt.

Für das Referenzsystem „Konv“ sowie „Konv-opt“ und „KonvGrau“ in Qingdao werden keine Co-Substrate berücksichtigt, da in Qingdao keine Mitbehandlung von Co-Substraten auf der Kläranlage

⁵⁴ BMBF-Projekt: Demonstrationsvorhaben Stadtquartier Jenfelder Au – Kopplung von regenerativer Energiegewinnung mit innovativer Stadtentwässerung (Forschungsverbundprojekt KREIS o.J.).

stattfindet. Die Menge der Speisereste in den Systemvarianten „Semizentral“ und „Trockensystem“ unterscheidet sich in Qingdao von jenen in Hamburg. Hierzu wurden jeweils die Pro-Kopf-Aufkommen an Speiseresten berücksichtigt. Da sich die Menge der Co-Substrate Fettwasser und Rasenschnitt jedoch nicht auf die Einwohnerzahl bezieht, wurde für das System „HWC“ in beiden Städten die gleiche Co-Substratmenge angesetzt. Dies wurde u.a. auch deshalb gemacht, um den Einfluss der Co-Substrate in den Bilanzen sichtbar zu machen.

Die dargestellten Modellierungsergebnisse zur Wärmerückgewinnung aus dem Abwasser bzw. Grauwasser in den Kapiteln 6.2 und 7.2 stellen die theoretisch maximal mögliche Wärmerückgewinnung aus den genannten Abwasserströmen unter Berücksichtigung von Verlusten in Höhe von 30% (Sievers et al. 2014) dar. Für eine genauere Ermittlung des Wärmerückgewinnungspotenzials aus den Abwasserströmen und den tatsächlichen Nutzungsmöglichkeiten der Wärme (Nähe zum Wärmeabnehmer wie beispielsweise: größere Wohngebäude, Verwaltungs- bzw. Gewerbegebäude, Schwimmbäder, Schulen, Hotels, Krankenhäuser usw.) sind zahlreiche Faktoren/Aspekte zu berücksichtigen, die sehr stark von den lokalen Rahmenbedingungen/Konstellationen abhängen. Daher können, insbesondere auf Gesamtstadtebene, keine pauschalisierten Aussagen zum Potenzial der Wärmerückgewinnung gemacht werden. Belastbare Aussagen zum Wärmerückgewinnungspotenzial aus den verschiedenen Abwasserströmen können nur getroffen werden, wenn eine Reihe an Parametern bekannt sind. Diese sind u.a.: Abwasservolumen und -geschwindigkeit, Länge und Durchmesser der Kanäle, Boden- und Außenlufttemperatur, Aufenthaltszeit der Luft in der Kanalisation, Rohrwandstärke/-material, Wärmetauscherfläche und -leistung, Volumenstrom im Wärmetauscher, Druck, Entfernung zum Verbraucher usw. (Koch et al. 2010; Müller et al. 2009; DWA 2008a; badenova 2007; Delavy et al. 2004).

Das häusliche Abwasser hat ganzjährig durchschnittlich eine Temperatur von etwa 10-15°C mit Spitzenwerten bis zu 20°C in der öffentlichen Kanalisation oder auf der Kläranlage (Wanner 2009; DWA 2008a). Die Abwassertemperaturen im Gebäude liegen nach (van Velsen/Benz 2013) zwischen 16-23°C und nach (Baumann et al. 2007) zwischen 15-25°C. (DWA 2008a) gibt Abwassertemperaturen von 20-25°C und (Wanner 2009) eine durchschnittliche Temperatur von 23°C im Gebäude an.

Zur Sicherstellung des Betriebs der Kläranlage und hauptsächlich zur Vermeidung einer möglichen Beeinträchtigung der Nitrifikationsleistung in der biologischen Behandlungsstufe der Kläranlage darf die Abwassertemperatur im Zulauf zur Kläranlage nicht unter 10°C abfallen (DWA 2008a; Buri/Kobel 2005). Für die Temperaturabsenkung des Abwassers aus der Kanalisation wird eine Wärmeentnahme von 1 °C bzw. K pro m³ Abwasser angenommen. Das tatsächliche Wärmerückgewinnungspotenzial kann jedoch unter Umständen wesentlich größer sein. Nach (DWA 2008a) ist bei einer Absenkung der Abwassertemperatur um mehr als 0,5 °C bzw. K von Fachleuten eine detaillierte Überprüfung der Auswirkungen der Temperaturabsenkung auf den Kläranlagenbetrieb durchzuführen.

Zur Temperatur des Grauwassers werden in der Literatur ähnlich wie beim häuslichen Abwasser unterschiedliche Angaben gemacht. So nennen (Knerr et al. 2009) Temperaturwerte von 15-43°C und (Morel Antoine/Diener 2006) Temperaturen zwischen 20-30°C. (Eriksson et al. 2002) geben Werte zwischen 18-38°C und (Li et al. 2008) einen Durchschnittswert von 20°C an. Deshalb wurden für die Wärmerückgewinnung aus dem Grauwasser im Vergleich zum häuslichen Abwasser höhere Temperaturabsenkungen in Höhe von 10 °C bzw. K angenommen.

Tabelle 5 fasst die betrachteten Input- und Output-Ströme in der Energiemodellierung zusammen.

Tabelle 5: Input- und Output-Ströme in der Energiemodellierung

Inputs	Outputs
<ul style="list-style-type: none"> • Strombedarf-Trinkwasserbereitstellung, • Strombedarf-Abwasserableitung, • Strombedarf-Abwasser- und Klärschlammbehandlung, • Zugabe anderer Energiequellen (Heizöl), • Strombedarf-Vergärung und Kompostierung (Abfallbehandlung), • Wärmebedarf-Vergärung und Kompostierung (Abfallbehandlung), • Wärmebedarf-Klärschlammbehandlung, • Zugabe anderer Energiequellen (Diesel) (Abfallbehandlung), • Strombedarf-Biogasaufbereitung (Abfallbehandlung), • Wärmebedarf-Biogasaufbereitung (Abfallbehandlung), • Strombedarf-Regenwasserableitung/-behandlung, • Energiebedarf-Warmwasser und Heizung, • Energiebedarf-Aufbereitung und Transport der Co-Substrate, • Strombedarf-Wärmerückgewinnung aus Abwasser, • Strombedarf-Phosphorrückgewinnung, • Strombedarf-Schwarzwasserableitung, • Strombedarf-Schwarzwasserbehandlung, • Strombedarf-Grauwasserbehandlung, • Strombedarf-WRG aus GW mit Wärmepumpe, • Strombedarf-WRG aus GW ohne Wärmepumpe, • Strombedarf-Grauwasserableitung, • Strombedarf WRG aus SW mit Wärmepumpe, • Strombedarf WRG aus SW ohne Wärmepumpe, • Energie zum Transport von Fäkalien, GW-Klärschlamm und Co-Substraten, • Wärmebedarf-Kompostierung, • Strombedarf-Kompostierung. 	<ul style="list-style-type: none"> • Wärmeabgabe/-output (Abwasserbehandlung), • Virtuelle Stromerzeugung aus Biomethan, • Virtuelle Wärmerzeugung aus Biomethan, • Stromabgabe/-output (Abfallbehandlung), • Wärmeabgabe/-output (Abfallbehandlung), • Stromabgabe/-output (Abwasserbehandlung).

Nährstoffmodellierung

Bei der Nährstoffmodellierung erfolgte die Bilanzierung von Phosphor- und Stickstoffflüssen sowohl auf der Inputseite im Abwasser als auch auf der Outputseite in den Reststoffen/Gärresten oder im Kompost. Bei der Bilanzierung wurden Phosphor- und Stickstoffgehalte nicht berücksichtigt, welche beispielsweise durch Reinigungs- oder Nahrungs-/Lebensmittel etc. in die Haushalte gelangen. Hier wurden die Outputs aus den Städten/Haushalten als Input für die Stoffstromanalysen betrachtet.

Als Datenbasis für die technischen Systemvarianten „Konv“ und „Konv-opt“ wurden für Hamburg die DWA-Leitfäden für Phosphor (DWA 2011b) und Stickstoff (DWA 2011c) für kommunale Anlagen gewählt, während die Daten für Qingdao auf den Angaben von (QWG 2015) beruhen. Bei den eingesetzten Parametern für die Nährstoffmodellierung der alternativen Systeme bestehen große Unsicherheiten. Als Datenbasis dienten hier die Angaben aus dem DWA-Themenband „Neuartige Sanitärsysteme“ (DWA 2008b). Darüber hinaus wurden Messwerte aus Pilotprojekten, Daten aus der Anlagenauslegung bzw. Planung von sich in der Umsetzung befindenden Projekten eingesetzt. Dies gilt insbesondere für die technischen Systemvarianten „Semizentral“ und „HWC“. Die Verifizierung der Parameterwerte aus dem Betrieb von Anlagen konnte bisher nicht erfolgen. Die unterschiedlichen Parameterwerte für die verschiedenen Abwasserströme (Schmutzwasser, Schwarzwasser, Grauwasser) setzen sich je nach Datenlage aus Frachten bzw. Konzentrationen zusammen. Aufgrund dessen, dass die Parameterwerte für das häusliche Abwasser auf einer kommunalen Bestandsdatenlage basieren, jene für die alternativen Systeme jedoch von Pilotprojekten auf Haus-/Blockebene, Anlagenauslegungen und Planungen stammen, ergeben sich (durch den differenzierten Bezugsrahmen) Unterschiede in den Bilanzen. Beispielsweise werden Nährstoffeinträge aus Kleingewerben, im Gegensatz zum Schmutzwasser, in den Grau- und Schwarzwasserdaten aus reinen Wohngebäuden nicht berücksichtigt. Tabelle 6 fasst die betrachteten Input- und Output-Ströme in der Nährstoffmodellierung zusammen.

Tabelle 6: Input- und Output-Ströme in der Nährstoffmodellierung

Inputs	Outputs
<ul style="list-style-type: none">• Phosphor-Trinkwasserbereitstellung,• Phosphor-Niederschläge,• Phosphor-Infiltration-Mischwasserableitung,• Phosphor-Infiltration-Schmutzwasserableitung,• Phosphor-Infiltration-Regenwasserableitung,• Phosphor-Co-Substrate,• Phosphor-Infiltration-Grauwasserableitung,• Phosphor-Infiltration-Brauchwasserleitung,• Phosphor-Infiltration-Schwarzwasserableitung,• Stickstoff-Trinkwasserbereitstellung,	<ul style="list-style-type: none">• Phosphor-Exfiltration-Trinkwasserleitung,• Phosphor-Trinkwasserverluste,• Phosphor- Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss),• Phosphor-Exfiltration-Mischwasserableitung,• Phosphor-Exfiltration-Schmutzwasserableitung• Phosphor-Einleitung behandeltes Abwasser,• Phosphor-Reststoffe,• Phosphor-Einleitung aus Überläufen,• Phosphor-Kompost,

Inputs	Outputs
<ul style="list-style-type: none"> • Stickstoff-Niederschläge, • Stickstoff-Infiltration-Mischwasserableitung, • Stickstoff-Infiltration-Schmutzwasserableitung, • Stickstoff-Infiltration-Regenwasserableitung, • Stickstoff-Co-Substrate, • Stickstoff-Infiltration-Grauwasserableitung, • Stickstoff-Infiltration-Brauchwasserleitung, • Stickstoff-Infiltration-Schwarzwasserableitung. 	<ul style="list-style-type: none"> • Phosphor-Verluste (Abfallbehandlung), • Phosphor-Regenwassereinleitung, • Phosphor-Exfiltration-Regenwasserableitung, • Phosphor-Rückgewinnung, • Phosphor-Brauchwasserüberschuss, • Phosphor-Exfiltration-Grauwasserableitung, • Phosphor-Exfiltration-Brauchwasserleitung, • Phosphor-Einleitung behandeltes Schwarzwasser, • Phosphor-Exfiltration-Schwarzwasserableitung, • Phosphor-Feste Phase der Gärreste, • Phosphor-Biosolids, • Stickstoff-Exfiltration-Trinkwasserleitung, • Stickstoff-Trinkwasserverluste, • Stickstoff- Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss), • Stickstoff-Exfiltration-Mischwasserableitung, • Stickstoff-Exfiltration-Schmutzwasserableitung, • Stickstoff-Einleitung behandeltes Abwasser, • Stickstoff-Verluste (Verbrennung), • Stickstoff-Einleitung aus Überläufen, • Stickstoff-Kompost, • Stickstoff-Verluste (Abfallbehandlung), • Stickstoff-Regenwassereinleitung, • Stickstoff-Exfiltration-Regenwasserableitung, • Stickstoff-Verluste (Abwasserbehandlung), • Stickstoff-Brauchwasserüberschuss, • Stickstoff-Exfiltration-Grauwasserableitung, • Stickstoff-Exfiltration-Brauchwasserleitung, • Stickstoff-Einleitung behandeltes Schwarzwasser, • Stickstoff-Exfiltration-Schwarzwasserableitung, • Stickstoff-Feste Phase der Gärreste, • Stickstoff-Biosolids.

5.5.5 Gleichungssystem

Die Modellierung/Simulation und die mathematische Behandlung/Berechnung der zuvor beschriebenen Stoffströme bzw. technischen Systemvarianten soll im Folgenden anhand von drei einfachen Beispielen näher erläutert werden.

Die Berechnung in SIMBOX funktioniert über Parameter und Variablen. Parameter sind in diesem Fall Eingabeparameter bzw. Werte, die als Berechnungsgrundlage benötigt werden. Die Variablen lassen sich durch die eingesetzten Parameter oder andere bereits berechneten Variablen berechnen. Zur Durchführung der Stoffstromanalysen wurden die Variablen und Parameter für jeden einzelnen Fluss innerhalb des festgelegten/definierten Systems (Input-, Output- oder innerer Fluss) bestimmt. Die Beziehungen der Variablen und Parameter wurden durch Formeln in einem Gleichungssystem dargestellt, welches in das Modellierungsprogramm SIMBOX eingegeben wurde. D.h., dass alle Flüsse über mathematische Gleichungen definiert wurden (Formulierung der Systemzusammenhänge als Gleichungen). Für diese Arbeit ist das Gleichungssystem zur Berechnung der Stoffflüsse ein quasi stationäres (statisches) System. Dies hatte zur Folge, dass zeitliche Änderungen/Entwicklungen im Gegensatz zu dynamischen Systemen bzw. Modellierungen nicht berücksichtigt werden konnten. Die Parameter, welche die Größe eines Systems bestimmen, wurden über eine Excel-Tabelle bzw. ein Textdokument hinzugefügt/eingelesen. In dieser Form sind sie variabel, so dass ein System mit seinen verschiedenen Beziehungen mit verschiedenen Größen berechnet werden kann.

Berechnungsbeispiele

Bei den dargestellten Beispielen steht „V“ für Variable und „Pa“ für Parameter.

1. Beispiel: Berechnung des Trinkwasserbedarfs [l/d] für die Systemvariante „Konv“:

$$V1 = Pa1 * \sum_{i=2}^8 Pa_i$$

V1: Trinkwasserbedarf [l/d],

Pa1: Einwohnerzahl [E],

Pa2: TW-Bedarf-Baden, Duschen, Körperpflege [l/E*d],

Pa3: TW-Bedarf -Toilettenspülung [l/E*d],

Pa4: TW-Bedarf -Wäsche waschen [l/E*d],

Pa5: TW-Bedarf -Kleingewerbeanteil [l/E*d],

Pa6: TW-Bedarf -Raumreinigung, Autopflege, Garten [l/E*d],

Pa7: TW-Bedarf -Geschirrspülen [l/E*d],

Pa8: TW-Bedarf -Essen und Trinken [l/E*d].

2. Beispiel: Strombilanz [kWh/m³] für die Systemvariante „KonvGrau“

$$V1 = V12 - \sum_{i=2}^{11} V i$$

V1 = Strombilanz,

V2: Strombedarf für die TW-Bereitstellung,

V3: Strombedarf für die Schwarzwasserableitung,

V4: Strombedarf für die Grauwasserableitung,

V5: Strombedarf für die Regenwasserableitung/-behandlung,

V6: Strombedarf für die Schwarzwasserbehandlung,

V7: Strombedarf für die Klärschlammbehandlung,

V8: Strombedarf für die Grauwasserbehandlung,

V9: Strombedarf für die Biogasaufbereitung,

V10: Strombedarf für die Aufbereitung der Co-Substrate,

V11: Strombedarf für die Wärmerückgewinnung,

V12: Stromproduktion.

3. Beispiel: Berechnung des theoretischen Wärmerückgewinnungspotenzials für die Systemvariante „Trockensystem“

$$V1 = Q_{GW} * W * \Delta T * (1 - WV)$$

V1: Theoretisches Wärmenutzungspotenzial [kWh],

Q_{GW} : Grauwassermenge [m³/a] (dieser Wert wurde ebenfalls berechnet),

W: Wärmenutzungspotenzial [kWh/m³*K],

ΔT : Absenkung der Abwassertemperatur [K] und

WV: Wärmeverluste [%].

Das in obigen Beispielen aufgezeigte Prinzip wurde angewandt, um Modellgleichungen aufzustellen, welche Wasser, Energie- und Nährstoffströme der unterschiedlichen ausgewählten technischen Systemvarianten integrieren. Für die Berechnungen in SIMBOX wurden alle Gleichungen analog definiert und berechnet. Zusätzlich wurden zur Überprüfung alle Gleichungen mit Excel berechnet.

5.5.6 Datensammlung

Die Datensammlung erfolgte parallel zur Modellierung der Stoffströme über eine umfangreiche Literaturrecherche zu bereits realisierten (Pilot-)Projekten in Deutschland und weltweit. Aufgenommen wurden die Stoffströme Wasser, Energie, Phosphor und Stickstoff im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft bzw. von alternativen Wasserinfrastruktursystemen und der Bioabfallbehandlung. Darüber hinaus wurden gewonnene Informationen und Angaben aus verschiedenen Fachgesprächen mit Experten aus Deutschland und China sowie eigene Annahmen und Berechnungen für die Modellierung eingesetzt.

Bei den Referenzsystemen wurde versucht, soweit wie möglich mit den vorhandenen Daten aus den Städten Hamburg und Qingdao zu arbeiten. Dort wo dies nicht möglich war, wurden andere Literaturwerte herangezogen. Da die Datensammlung in Qingdao sich als schwierig erwies, wurden zur Modellierung der Systeme in Qingdao teilweise auch deutsche Parameterwerte herangezogen. Ursprünglich war es für die alternativen Systemvarianten geplant, soweit wie möglich, erfasste Messwerte aus Umsetzungsprojekten wie SEMIZENTRAL⁵⁵ und KREIS⁵⁶ als Datengrundlage für die Modellierungsarbeiten zu nutzen. Dies war leider aufgrund der zeitlichen Verzögerungen in den Umsetzungsprojekten für diese Arbeit nicht mehr möglich. Das gilt sowohl für den Wasserbedarf und den Abwasseranfall, als auch für den Energiebedarf und die Energieproduktion sowie für die Nährstoffbilanzen. Demzufolge konnte die Verifizierung der Parameterwerte aus dem Betrieb von Anlagen bisher nicht erfolgen und es besteht eine große Unsicherheit bezüglich der eingesetzten Daten (siehe auch Kapitel 5.5.4). Durch den ständigen Austausch mit Experten aus den Umsetzungsprojekten war es jedoch möglich, die Stoffstromanalysen mit Näherungswerten aus der Planung bzw. dem Probetrieb von Projekten durchzuführen.

Im Anhang findet sich in Kapitel 11.1 eine umfangreiche Datensammlung zur Modellierung der verschiedenen technischen Wasserinfrastruktursysteme in dieser Arbeit. Die Parameter sind nach fünf Kategorien unterteilt, diese lauten:

- Basisparameter,
- Wassermodellierung,
- Energiemodellierung,
- Phosphormodellierung und
- Stickstoffmodellierung.

⁵⁵ BMBF-Projekt: Ressourceneffiziente und flexible Ver- und Entsorgungsinfrastruktursysteme für schnell wachsende Städte der Zukunft (SEMIZENTRAL o.J.).

⁵⁶ BMBF-Projekt: Demonstrationsvorhaben Stadtquartier Jenfelder Au – Kopplung von regenerativer Energiegewinnung mit innovativer Stadtentwässerung (Forschungsverbundprojekt KREIS o.J.).

Die Datensammlung enthält u.a. die Standardabweichungen der eingesetzten Parameter. Zur Bestimmung der Standardabweichung wurde die Spannweite der Parameterwerte durch eine umfassende Literaturrecherche ermittelt und die prozentuale Standardabweichung für alle Parameterwerte festgelegt. Daraufhin wurden die Standardabweichungen mithilfe von SIMBOX mathematisch berechnet. Kleine Standardabweichungen weisen darauf hin, dass die Spanne der Min- und Maximalwerte in der Literatur relativ klein ist und, dass der in dieser Arbeit eingesetzte Parameterwert entsprechend eine gute Verlässlichkeit aufweist. Eine große Standardabweichung bedeutet hingegen, dass in der Literatur verschiedene Werte mit einer großen Spannweite für einen bestimmten Parameter vorhanden sind und dem eingesetzten Parameterwert eine dementsprechend große Unsicherheit zugrunde liegt. Für den Erhalt verlässlicherer Ergebnisse sind demnach genauere Kenntnisse über die eingesetzten Parameterwerte notwendig. Diese könnten zum Beispiel durch einen verstärkten Einsatz von Messwerten im Vergleich zu Literaturangaben oder Annahmen und die Ermittlung der Werte mittels experimenteller Messreihen erzielt werden. Die angegebenen Standardabweichungen können für zukünftige Studien auch indirekt zur Bewertung der aktuellen Datenlage herangezogen werden.

In der Literatur gibt es bisher keine zusammenfassende Darstellung der Daten zur konventionellen und alternativen Wasserversorgung und Abwasserbehandlung (insbesondere für Schwellenländer). Dies hat zur Folge, dass die Modellierung bzw. Analyse und Bewertung verschiedener Wasserinfrastrukturen mit einem hohen Aufwand zur Datensammlung verbunden ist. Die Parameterliste (siehe Kapitel 11.1) bietet eine entsprechende Datenbasis und kann demnach als Grundlage für folgende Studien herangezogen werden, um deren Rechercheaufwand deutlich zu reduzieren. Weiterhin kann die hier zusammengestellte Datenbank genutzt werden, um durch Erweiterungen und Aktualisierung ein Angebot zu schaffen, welches den Anspruch auf Vollständigkeit erhebt.

5.5.7 Sensitivitätsanalysen

Es wurden Sensitivitätsanalysen durchgeführt, um die Aussagekraft und Empfindlichkeit bzw. „Stabilität“ der Stoffstrommodellierungsergebnisse besser analysieren und interpretieren zu können.

Durch Variation der Eingabewerte/Parameter konnte der Einfluss verschiedener Parameter festgestellt und die Schlüsselparameter identifiziert werden.

In Tabelle 7 sind die besonders sensitiven Parameter für die Modellierung der Wasser-, Energie-, Phosphor- und Stickstoffstoffströme, nach den Stoffströmen aufgeteilt, dargestellt. Die vollständige Parameterliste für diese Arbeit ist dem Anhang 11.1 zu entnehmen. Die Tabelle stellt die sensitivsten Parameter für die gesamte Modellierung in dieser Arbeit dar, die mit der Software SIMBOX identifiziert wurden. Sie stellt jedoch kein Ranking der Parameter dar. Der Grund dafür liegt darin, dass, abhängig von der untersuchten Variable oder Gleichung, bestimmte Parameter mehr oder weniger sensitiv sein

können. So sind bestimmte Parameter (wie zum Beispiel die Menge, der TR und oTR der Co-Substrate) für die Variable Energieproduktion sensitiv, während sie für die Variable Energiebedarf keine große Rolle spielen. Andersherum ist zum Beispiel der Parameter Strombedarf für die Abwasser- und Klärschlammbehandlung für die Variable Energiebedarf sensitiv, während dieser für die Energieproduktion keine Bedeutung hat. Durch ein Parameter-Ranking könnte in einem weiteren Schritt analysiert werden, welche Parameterunsicherheit den größten Einfluss auf die Unsicherheit einer berechneten Variable hat. So kann festgestellt werden, welche Parameterwerte genauer bekannt sein müssten, damit eine Variable akkurat bestimmt werden kann. Da die Wassermodellierung eine Basis darstellt bzw. die Energie-, Phosphor- und Stickstoffmodellierung auf die Wassermodellierung aufbauen, sind die sensitiven Parameter der Wassermodellierung auch die sensitiven Parameter (Schlüsselparameter) für die Energie-, Phosphor- und Stickstoffmodellierung.

Tabelle 7: Sensitive Parameter in der Stoffstrommodellierung

Wassermodellierung
<ul style="list-style-type: none"> ▪ (Trink-)Wasserbedarf für verschiedene Nutzungszwecke, ▪ Anteil der Misch- und Regenwasserableitung, ▪ Infiltration in der Misch-, Schmutz- und Regenwasserkanalisation, ▪ Exfiltration aus der Trinkwasserleitung, ▪ Niederschläge, ▪ Abflussbeiwert, ▪ Versiegelungsgrad.
Energiemodellierung
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Strombedarf für die TW-Bereitstellung, Abwasser-, Klärschlamm-, GW-, SW-Behandlung und SW-Ableitung, ▪ Wärmebedarf für die Klärschlammbehandlung, ▪ Klärschlammanteil im Abwasser und SW, ▪ Trockenrückstand und organischer Trockenrückstand des Abwassers und SW, ▪ Methananteil im Klärschlamm und in den Co-Substraten, ▪ Spezifische Faulgasproduktion von Klärschlamm und den Co-Substraten, ▪ Menge der Co-Substrate, ▪ Trockenrückstand und organischer Trockenrückstand der Co-Substrate, ▪ Wärmenutzungspotenzial aus den Abwasserströmen, ▪ Wärmeverluste bei der WRG aus den Abwasserströmen, ▪ Energiebedarf für die WRG, ▪ Temperaturabsenkung von Abwasserströmen für die WRG, ▪ Elektrische und thermische Wirkungsgrade bei der Energieproduktion.
Nährstoffmodellierung
<ul style="list-style-type: none"> ▪ P- und N-Bemessungswerte (Zulauf der Kläranlage), ▪ P im Primär- und Überschussschlamm, ▪ P und N im SW und GW, ▪ P- und N-Reduktionsraten (SW-Behandlung), ▪ P und N in den Co-Substraten, ▪ P und N im BW, ▪ P und N in der festen Phase der Gärreste, ▪ N-Reduktionsrate (gesamte Kläranlage), ▪ N-Verluste bei der Klärschlammbehandlung.
Bioabfallmodellierung
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Menge der Bioabfälle, ▪ Trockensubstanz und organische Trockensubstanz der Bioabfälle, ▪ Kompostierungsrate der Bioabfälle, ▪ Spezifische Faulgasproduktion von Bioabfällen, ▪ Strombedarf für die Vergärung und Kompostierung der Bioabfälle, ▪ Wärmebedarf für die Vergärung der Bioabfälle ▪ P und N in den Bioabfällen, ▪ P und N im Kompost.

5.5.8 Monte-Carlo-Simulation

Neben der Sensitivitätsanalyse wurden zur besseren Aussagefähigkeit der Modellierungsergebnisse auch Monte-Carlo-Simulationen durchgeführt. Mit der Monte-Carlo-Simulation ist es möglich, aus der Wahrscheinlichkeit-/Häufigkeitsverteilung der Parameter die Wahrscheinlichkeitsverteilung der Variablen zu bestimmen. Die Wahrscheinlichkeitsverteilung der Parameter wird dabei durch eine Parameterstichprobe approximiert. Die Software SIMBOX lässt die gesamte Modellierung beliebig oft (für diese Arbeit 100.000 Mal) mit unterschiedlichen Werten jedes Parameters in der zuvor gesetzten Parameterspanne durchlaufen. Dabei werden die Werte der Parameterstichprobe durch das

Zufallsprinzip bestimmt. Daraus können für alle Variablen die Medianwerte und zum Beispiel ihre 5%- und 95%-Perzentile bestimmt werden.

Da es nicht möglich ist, die Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulation für alle Variablen im Gleichungssystem vorzustellen, werden für die Städte Hamburg und Qingdao exemplarisch die Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulation für die Variablen TW-Bereitstellung, BW-Überschuss und Strombilanz für alle technischen Systemvarianten in den Kapiteln 6.6 und 7.6 dargestellt. Bei den genannten Variablen bestanden große Unsicherheiten, so dass es sinnvoll erschien, die Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulation an den konkreten Beispielen zu diskutieren.

5.6 Vorgehensweise bei der Durchführung der Nutzwertanalyse

Mit der Nutzwertanalyse werden für beide Städte die sechs verschiedenen Alternativen (technischen Systemvarianten) (siehe Kapitel 5.4.2) auf Basis unterschiedlicher Bewertungskategorien/-kriterien bewertet und nach der Höhe ihres Nutzwerts zugeordnet.

Die Bewertung beinhaltet nicht die Bioabfallbehandlung in den Städten, da hierzu im Gegensatz zur Wasserinfrastruktur keine unterschiedlichen technischen Systemvarianten definiert und betrachtet wurden, sondern stets ein „Bioabfallbehandlungssystem“ berücksichtigt wurde (siehe auch Kapitel 5.4.1). Abbildung 14 stellt die einzelnen Schritte bei der Durchführung der Nutzwertanalysen dar. Im Anschluss wird auf die einzelnen Schritte der Bewertung eingegangen.

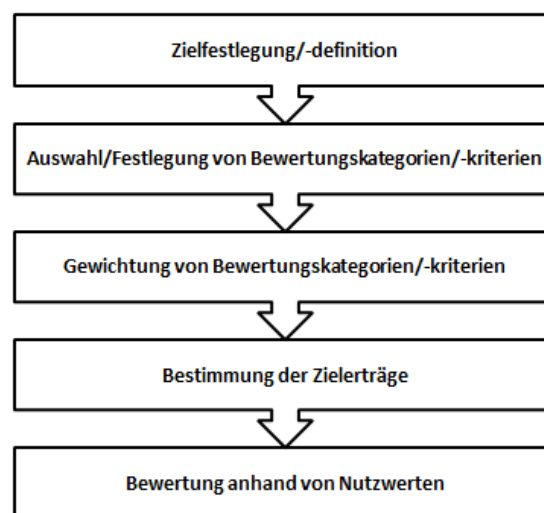


Abbildung 14: Einzelne Schritte bei der Durchführung der Nutzwertanalyse

(je nach Autor gibt es in der Literatur verschiedene Angaben zum Ablauf und den einzelnen Schritten der Nutzwertanalyse. Diese unterscheiden sich jedoch oft nur in der Wortwahl. Die Abbildung stellt die wesentlichen Schritte der durchgeführten Nutzwertanalysen in dieser Arbeit dar).

5.6.1 Zielfestlegung/-definition

Das Ziel der integrierten Bewertung mithilfe der Nutzwertanalyse in dieser Arbeit ist die Identifizierung der „nachhaltigsten“ technischen Systemvariante, jeweils für die Städte Hamburg und Qingdao. Es soll herausgefunden werden, ob eine Systemvariante bzw. mehrere Systemvarianten im Vergleich zu den bestehenden Systemvarianten besser abschneiden.

Zur Identifizierung der „nachhaltigsten“ technischen Systemvariante wurden in der Nutzwertanalyse verschiedene quantitative und qualitative Bewertungskriterien ausgewählt (siehe Kapitel 5.6.2), die in den folgenden drei übergeordneten Bewertungsdimensionen/-kategorien berücksichtigt und bewertet wurden:

- Ökologie,
- Technik,
- Soziokulturelles.

Die Durchführung von Workshops, Expertenbefragungen und Partizipation von betroffenen Akteuren usw. war nicht Bestandteil dieser Arbeit. Daher wurden die Bewertungskategorien sowie -kriterien (siehe Kapitel 5.6.2) so ausgewählt, dass sie mit den Ergebnissen der Stoffstromanalysen⁵⁷ und aufgrund von vorhandenem Wissen, Literaturrecherchen, bestehenden Erfahrungen und Forschungsergebnissen, bedient werden konnten.

Demnach ist in dieser Arbeit diejenige Systemvariante die nachhaltigste, welche bei der Nutzwertanalyse in den Bewertungskategorien „Ökologie“, „Technik“ und „Soziokulturelles“ den höchsten Nutzwert erreicht. In Kapitel 5.6.2 wird ausführlich erläutert, weshalb weitere Bewertungskategorien wie „Ökonomie“ und „Recht“ in der Nutzwertanalyse nicht berücksichtigt wurden.

5.6.2 Auswahl/Festlegung von Bewertungskriterien

Für die drei zuvor genannten übergeordneten Bewertungsdimensionen/-kategorien wurden jeweils verschiedene Bewertungskriterien festgelegt. Für die Bewertungskategorie „Ökologie“ wurden fünf Bewertungskriterien definiert. Die Bewertungskategorie „Technik“ beinhaltet drei und die Bewertungskategorie „Soziokulturelles“ sieben Bewertungskriterien. So wurde die Bewertung anhand von insgesamt 15 Bewertungskriterien (siehe Tabelle 8) durchgeführt. Dabei dienten die (quantitativen)

⁵⁷ Der wesentliche Grund für die Auswahl der fünf Bewertungskriterien (siehe Tabelle 8) in der Bewertungskategorie „Ökologie“ war, dass mit dem Untersuchungsrahmen bzw. mit den zentralen Ergebnissen der durchgeführten Stoffstromanalysen eine Antwort auf diese Kriterien gegeben bzw. eine quantitative Bewertung möglich war. Sicherlich gibt es darüber hinaus viele weitere Kriterien (z.B. Eintrag von ökotoxikologischen, Sauerstoffzehrenden und suspendierten Stoffen in Gewässer oder Emission klimarelevanter Gase usw.), die berücksichtigt werden könnten. Weitere Kriterien konnten jedoch anhand der Ergebnisse der Stoffstromanalysen in dieser Arbeit nicht bewertet werden und müssten durch andere oder weitergehende (qualitative und/oder quantitative) Analyseverfahren ergänzt werden.

Ergebnisse der Stoffstromanalysen als Grundlage für die Bewertungskriterien der Bewertungskategorie „Ökologie“. Die Bewertungskategorien „Technik“ sowie „Soziokulturelles“ wurden mit qualitativen Bewertungskriterien bedient.

Als Grundlage für die Auswahl der Bewertungskategorien bzw. -kriterien dienen das DWA-Regelwerk DWA-A272 (DWA 2014a) und das DWA-Themenband „Neuartige Sanitärsysteme“ (DWA 2008b).

Tabelle 8: Bewertungskategorien und -kriterien

Bewertungskategorie Ökologie (quantitative Kriterien)			
<ul style="list-style-type: none"> • Trinkwasserbedarf (Mio. m³/a), • Strombilanz (Produktion – Bedarf → GWh/a), • Wärmebilanz (Produktion – Bedarf → GWh/a), • Gewässerschutz (Reduzierung des Eintrags von N und P → t/a), • Phosphorrückgewinnung (t/a). 			
Bewertungskategorie Technik (qualitative Kriterien)			
<ul style="list-style-type: none"> • Betriebssicherheit/Robustheit, • Anpassungsfähigkeit (Skalierbarkeit/Erweiterbarkeit/Flexibilität), • Monitoring-Aufwand. 			
Bewertungskategorie Soziokulturelles (qualitative Kriterien)			
<ul style="list-style-type: none"> • Bedienungskomfort/Alltagstauglichkeit, • Adaptionsfähigkeit/Bereitschaft (Akzeptanz) zur Verhaltensänderung, • Systemkonformes Verhalten (Verantwortung der Nutzer/kein Missbrauch), • Schaffung von Umweltbewusstsein, • Lärmbelästigung, • Geruchsbelästigung, • Internationale Wettbewerbsfähigkeit (Exportpotenzial/Schaffung von Arbeitsplätzen). 			

Gründe der Nichtberücksichtigung weiterer Bewertungskategorien/-kriterien

Die Bewertungskategorien/-kriterien stellen, wie bereits angedeutet, keinen Anspruch auf Vollständigkeit⁵⁸ und weitere Bewertungskategorien/-kriterien wie zum Beispiel **rechtlich-organisatorische/institutionelle** sowie **ökonomische Kriterien** wurden für die Bewertung in dieser Arbeit bewusst nicht berücksichtigt. Gründe der Nichtberücksichtigung der genannten Kriterien werden im Folgenden erläutert:

Rechtlich-organisatorische/institutionelle Kriterien

Bei rechtlich-organisatorischen/institutionellen Kriterien schneiden die konventionellen Systeme bzw. die Referenzsysteme aufgrund von langjährig bestehenden Strukturen und Rahmenbedingungen quasi

⁵⁸ Die Bewertung in dieser Arbeit soll lediglich als eine „Vorlage“ bzw. „Orientierung“ dienen. Abhängig vom Ziel und Interesse der Entscheidungsträger sowie Verfügbarkeit von Daten, können sich die Bewertungskategorien/-kriterien ändern bzw. reduziert oder erweitert werden.

automatisch besser ab als die alternativen Wasserinfrastruktursysteme (Bieber/Tolksdorf 2014). Bestehende Verwaltungs-, Planungsstrukturen, Akteurskonstellationen usw. sind auf konventionelle Systeme ausgerichtet, alternative Wasserinfrastruktursysteme sind nicht oder nicht eindeutig in bestehenden Gesetzen und Regelwerken berücksichtigt (Bieber/Tolksdorf 2014). Weiterhin fehlen einschlägige Erfahrungen bzw. Wissen über andere mögliche „Strukturen“.

Ökonomische Kriterien

Die konventionellen Systeme bzw. die Referenzsysteme stehen aktuell aufgrund der Ausreifung der Technologie, Serienproduktion, Skaleneffekte und dadurch geringere Kosten (z.B. Anlagenpreise etc.) besser als die alternativen Wasserinfrastruktursysteme da (Londong o.J.; Hillenbrand 2009). Im Gegensatz zu alternativen Systemen spielen hier Kosten für projektspezifische Hightech-Lösungen, Entwicklungsarbeiten und Monitoring der Wasserqualität (insbesondere der Hygieneparameter) keine große Rolle (Kaufmann Alves 2012; Cornel et al. 2004). Bei konventionellen Systemen besteht kein Transformationsaufwand. Außerdem erschwert die erhebliche Kapitalbindung durch konventionelle Systeme eine Transformation der Wasserinfrastruktur aus ökonomischer Sicht. In der aktuellen Forschung sind Investitionsbedarfe und Finanzierbarkeit der Transformation weitgehend unerforscht (Zimmermann/Libbe 2016). Dass die alternativen Wasserinfrastruktursysteme teurer als die konventionellen Systeme sind und aus ökonomischer Sicht mit bestehenden Systemen aktuell noch nicht mithalten können, konnte auch im Rahmen des Forschungsprojekts netWORKS3⁵⁹ mit einer Machbarkeitsstudie für zwei Modellgebiete in Hamburg festgestellt werden (Winker et al. 2017).

Auch im Projekt SANIRESCH⁶⁰ konnte gezeigt werden, dass alternative Wasserinfrastruktursysteme derzeit aus wirtschaftlicher Sicht nicht mit der konventionellen Abwasserbehandlung konkurrenzfähig sind (DWA 2012).

Da die Randbedingungen eine zentrale Rolle spielen und bei einem Kostenvergleich berücksichtigt werden müssen, sollten zur ökonomischen Bewertung von Wasserinfrastrukturen, trotz der genannten Aspekte, keine pauschalen Aussagen getroffen werden. Für eine aussagekräftige Bewertung der Wirtschaftlichkeit von konventionellen sowie alternativen Wasserinfrastruktursystemen müssten die Systemgrenzen bzw. der Untersuchungsrahmen erweitert werden. Der Fokus sollte nicht alleine auf den spezifischen Investitions- und Betriebskosten von Abwasserbehandlungsanlagen liegen. Abhängig von Topografie, Entfernung etc. können enorme Kosten für die Kanalisation bzw. Abwasserableitung entstehen und die Länge des Kanalisationsnetzes ist ein maßgebender Faktor für die Wirtschaftlichkeit des Systems (Staben 2008). Die Investitionskosten für die Kanalisation liegen für konventionelle Systeme

⁵⁹ netWORKS3: Potenzialabschätzung und Umsetzung wasserwirtschaftlicher Systemlösungen auf Quartiersebene in Frankfurt am Main und Hamburg.

⁶⁰ BMBF-Projekt: Nachhaltiges Sanitär-Recycling Eschborn (SANIRESCH). In diesem Projekt erfolgte für das Hauptgebäude der Deutschen Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH in Eschborn eine getrennte Erfassung, Behandlung und Verwertung der Abwasserteilströme Grauwasser, Braunwasser und Urin (DWA 2012).

bei rund 70% - 80% und entsprechend 20% - 30% für die Behandlungssysteme (DWA 2008b). Wenn das System nicht voll ausgelastet ist, stellt das Kanalisationsnetz ungenutztes Kapital dar (Staben 2008). Obwohl durch die Stoffstromtrennung bei alternativen Wasserinfrastruktursystemen zusätzliche Leitungen erforderlich sind, können die Kosten für die Kanalisation durch den modularen Aufbau dieser Systeme bzw. aufgrund der kleineren Einheiten (kürzere Leitungswege) reduziert werden und im Vergleich zu konventionellen Systemen Vorteilhaft sein. Dies gilt insbesondere für Regionen, in denen noch keine Wasserinfrastrukturen vorhanden sind. Genaue Aussagen hierzu können jedoch nur durch Fall-zu-Fall-Prüfungen und Berücksichtigung aller spezifischen Aspekte gemacht werden. Darüber hinaus ist zu beachten, dass die Investitionen bei konventionellen Systemen zu großen Teilen im Voraus (zum Zeitpunkt 0) getätigt werden müssen und in der Regel nicht rückgängig gemacht werden können (DWA 2008b). Bei alternativen Systemen können die Investitionen hingegen durch die Flexibilisierung und Anpassungsfähigkeit der Systeme auch schrittweise (je nach Bedarf) getätigt werden (DWA 2008b). Weiterhin sollten für eine aussagekräftige Bewertung der Wirtschaftlichkeit von Wasserinfrastrukturen weitere Aspekte wie betriebswirtschaftliche Einnahmen (z. B. Biogas, Dünger, Wasser) sowie volkswirtschaftliche Kosten/Nutzen (z.B. Gesundheitsschutz, Umwelt- und Ressourcenschutz) berücksichtigt werden (DWA 2014a, 2008b).

Auch wenn in der Praxis die Wirtschaftlichkeit zu den wesentlichen Kriterien bei der Bewertung von Infrastruktursystemen gehört bzw. oft der wichtigste Aspekt bei der Entscheidung für oder gegen ein System ist, war es im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich die oben genannten Aspekte auf Gesamtstadtebene zu berücksichtigen. Wie bereits erwähnt, lag der Fokus dieser Arbeit auf den Stoffstromanalysen und die Bewertung wurde lediglich als Ergänzung bzw. „Orientierung“ für Entscheidungsträger durchgeführt.

Hinzu kommt, dass derzeit kaum belastbare Daten zur Ökonomie zum Beispiel zu Investitions- und Betriebskosten von alternativen Wasserinfrastruktursystemen vorliegen. Für Qingdao ist es sogar aus politischen und Datenschutzgründen sehr schwierig, eine Freigabe belastbarer wirtschaftlicher Daten zu Wasserinfrastruktursystemen zu erhalten (QWG 2015). Die gewählten alternativen technischen Systemvarianten in dieser Arbeit befinden sich zum Teil in der Bauphase oder wurden vor kurzem in Betrieb genommen, so dass noch keine Daten vorhanden sind bzw. die Daten für diese Arbeit nicht zur Verfügung standen. Unabhängig davon gibt es bei alternativen Wasserinfrastruktursystemen im Vergleich zu konventionellen Systemen keine oder kaum Umsetzungsprojekte mit Langzeiterfahrungen und somit keine Ermittlung/Erfassung von beispielsweise Betriebskosten über einen längeren Zeitraum. Darüber hinaus werden bei den meisten Pilotprojekten nur die Gesamtkosten inklusive der Baukosten von Gebäuden angegeben und eine Aufschlüsselung der Kosten nach Behandlungstechnik, Sanitärausstattung usw. findet nicht statt (Kaufmann Alves 2012), was einen Vergleich von alternativen und konventionellen Systemen erschwert.

Aufgrund des fehlenden Zugangs zu Daten war somit eine wirtschaftliche Betrachtung bzw. Bewertung der technischen Systemvarianten nicht möglich. Außerdem ist es fraglich, ob wirtschaftliche Daten aus kleinen Projekten ohne weiteres auf die Gesamtstadtebene „übertragen“ bzw. „hochgerechnet“ werden können.

Hinzu kommen die großen Unsicherheiten zu zukünftigen Preisentwicklungen/Kosten bei einer möglichen Verbreitung von alternativen Wasserinfrastruktursystemen. Zum Beispiel können heute keine belastbaren Aussagen zu zukünftigen Anlagenpreisen von alternativen Wasserinfrastruktursystemen getroffen werden. Dagegen können heute schon recht verlässliche Aussagen zu anderen Aspekten getroffen werden. Zum Beispiel sind alternative Wasserinfrastruktursysteme heute und auch in Zukunft durch ihre De-/Semizentralität flexibler und anpassungsfähiger als konventionelle Systeme.

Aufgrund der genannten Gründe ist die Bewertung bzw. der direkte Vergleich der konventionellen und alternativen Wasserinfrastruktursysteme (insbesondere auf Gesamtstadtebene) anhand von ökonomischen und rechtlich-organisatorischen/institutionellen Kriterien, zumindest zum aktuellen Zeitpunkt nicht aussagekräftig.

5.6.3 Gewichtung von Bewertungskategorien/-kriterien

Da unterschiedliche Gewichtungen der verschiedenen Bewertungskategorien/-kriterien zu unterschiedlichen Bewertungsergebnissen führen und in dieser Arbeit keine Priorisierung von bestimmten „Zielen“ bzw. Bewertungsdimensionen/-kategorien beabsichtigt war, wurden alle Bewertungskategorien und -kriterien zunächst gleichgewichtet.

Zur Überprüfung der Stabilität der Bewertungsergebnisse bzw. um die Auswirkungen unterschiedlicher Prioritätssetzungen festzustellen, wurden in einem zweiten Schritt Sensitivitätsanalysen (siehe Ergebnisse in den Kapiteln 6.7 und 7.7) durchgeführt.

Hierzu wurden die Gewichtungen der drei Bewertungskategorien „Ökologie“, „Technik“ und „Soziokulturelles“ verändert, wobei die Gewichtungen der einzelnen Bewertungskriterien innerhalb der Bewertungskategorien unverändert blieben (Gleichgewichtung aller Bewertungskriterien).

Die Gewichtung der verschiedenen Bewertungskategorien/-kriterien erfolgte über „paarweisen Vergleich“, ähnlich nach dem Analytic Hierarchy Process (Saaty 2001). Dazu wurden in einer Bewertungsmatrix die Kategorien/-kriterien jeweils vertikal bzw. horizontal aufgetragen und paarweise miteinander verglichen. Es wurde anschließend festgelegt, ob eine Kategorie bzw. ein Kriterium gleichwichtig, weniger wichtig oder wichtiger als eine andere Kategorie bzw. ein anderes Kriterium ist. Dabei wurde eine Bewertungsskala (Bewertungsmaßstab) von 0 bis 2 eingesetzt (Felmeden et al. 2016). Gleichwichtige Kategorien/-kriterien erhielten die Bewertung 1, weniger wichtige die Bewertung 0 und wichtigere die Bewertung 2 (Felmeden et al. 2016). Nach vollständiger Bewertung aller Kategorien/-kriterien wurden die Einzelbewertungen summiert und die Gewichtungen (Anteile in %) der einzelnen

Bewertungskategorien/-kriterien ermittelt. Dabei erhielt die Kategorie bzw. das Kriterium mit der höchsten Bewertung die höchste Gewichtung.

In den folgenden vier Tabellen (Tabelle 9 bis Tabelle 12) werden die Bewertungsmatrix bzw. der paarweise Vergleich und die Gewichtung für die übergeordneten Bewertungskategorien dargestellt. In Tabelle 9 werden alle Bewertungskategorien gleichgewichtet. Die drei darauffolgenden Tabellen (Tabelle 10 bis Tabelle 12) stellen die Gewichtungen der Bewertungskategorien mit Priorisierung bzw. höherer Gewichtung von jeweils einer der drei Bewertungskategorien dar. Die Bewertungsmatrizen der einzelnen Bewertungskriterien innerhalb der übergeordneten Bewertungskategorien finden sich in Kapitel 11.5.

Tabelle 9: Gleichgewichtung der Bewertungskategorien: Paarweiser Vergleich

als wichtiger		Bewertungskategorie				Anteil (%)
		Ökologie	Technik	Soziokulturelles	Summe	Gewichtung
Bewertungskategorie	Ökologie		1	1	2	33
	Technik	1		1	2	33
	Soziokulturelles	1	1		2	33
	Summe				6	100
Bewertungsmaßstab:		0	weniger wichtig als die andere Kategorie			
		1	gleich wichtig wie die andere Kategorie			
		2	wichtiger als die andere Kategorie			

Tabelle 10: Höhere Gewichtung der Bewertungskategorie Ökologie: Paarweiser Vergleich

als wichtiger		Bewertungskategorie				Anteil (%)
		Ökologie	Technik	Soziokulturelles	Summe	Gewichtung
Bewertungskategorie	Ökologie		2	2	4	67
	Technik	0		1	1	17
	Soziokulturelles	0	1		1	17
	Summe				6	100
Bewertungsmaßstab:		0	weniger wichtig als die andere Kategorie			
		1	gleich wichtig wie die andere Kategorie			
		2	wichtiger als die andere Kategorie			

Tabelle 11: Höhere Gewichtung der Bewertungskategorie Technik: Paarweiser Vergleich

als wichtiger		Bewertungskategorie				Anteil (%) Gewichtung
		Ökologie	Technik	Soziokulturelles	Summe	
Bewertungskategorie	Ökologie		0	1	1	17
	Technik	2		2	4	67
	Soziokulturelles	1	0		1	17
	Summe				6	100
Bewertungsmaßstab:		0	weniger wichtig als die andere Kategorie			
		1	gleich wichtig wie die andere Kategorie			
		2	wichtiger als die andere Kategorie			

Tabelle 12: Höhere Gewichtung der Bewertungskategorie Soziokulturelles: Paarweiser Vergleich

als wichtiger		Bewertungskategorie				Anteil (%) Gewichtung
		Ökologie	Technik	Soziokulturelles	Summe	
Bewertungskategorie	Ökologie		1	0	1	17
	Technik	1		0	1	17
	Soziokulturelles	2	2		4	67
	Summe				6	100
Bewertungsmaßstab:		0	weniger wichtig als die andere Kategorie			
		1	gleich wichtig wie die andere Kategorie			
		2	wichtiger als die andere Kategorie			

5.6.4 Bestimmung der Zielerträge

Die Bewertung der verschiedenen Alternativen bzw. technischen Systemvarianten erfolgte anhand von Punkt-/Nutzwerten. Um die Nutzwerte zu bestimmen, wurden zunächst Zielerträge bestimmt. Zur Bestimmung der Zielerträge bzw. für die Bewertung der einzelnen technischen Systemvarianten wurde eine 5-stufige Bewertungsskala (siehe Tabelle 13) definiert, um den Grad der Zielerreichung durch die jeweiligen Alternativen festzustellen.

Tabelle 13: Bewertungsskala zur Bestimmung der Zielerträge

Bewertungsskala	Zielertrag
Gut	5
Mittel bis gut	4
Mittel	3
Schlecht bis mittel	2
Schlecht	1

Für alle Bewertungskriterien wurde anhand der 5-stufigen Bewertungsskala für jede Alternative der Zielertrag bestimmt. Im Folgenden wird beispielhaft die Bestimmung der Zielerträge für die Strombilanz der sechs alternativen technischen Systemvarianten in Hamburg dargestellt. Die Strombilanzen liegen zwischen -63 GWh/a und -152 GWh/a (siehe Tabelle 14). Zur Bestimmung des Zielertrags wurden Wertebereiche/-spannen festgelegt bzw. eine Skalierung der Bilanzen vorgenommen und die verschiedenen Wertebereiche wurden den verschiedenen Zielerträgen zugeordnet. Demnach wurden die quantitativen Ergebnisse aus den Stoffstromanalysen klassifiziert und der 5-stufigen Bewertungsskala zugeteilt. So bekam die Alternative „Konv“ mit der besten Strombilanz (-63 GWh/a) den besten Zielertrag bzw. die Zahl 5 und die Alternative „KonvGrau“ mit der schlechtesten Strombilanz (-152 GWh/a) den schlechtesten Zielertrag bzw. die Zahl 1.

Nach diesem Prinzip wurden die Zielerträge für alle Bewertungskriterien in der Bewertungskategorie „Ökologie“ sowohl für Hamburg als auch für Qingdao bestimmt. Die Zielertragsbestimmung für alle ökologischen Bewertungskriterien sind für beide Städte dem Anhang 11.6 zu entnehmen.

Tabelle 14: Bestimmung der Zielerträge für die technischen Systemvarianten — Strombilanzen für Hamburg

Systemvariante	Strombilanz [GWh/a]	Zielertrag	Wertebereich/Skalierung
Konv	-63	5	60 – 80 = 5 81 – 100 = 4 101 – 120 = 3 121 – 140 = 2 141 – 160 = 1
Konv-opt	-84	4	
KonvGrau	-152	1	
HWC	-149	1	
Semizentral	-133	2	
Trockensystem	-134	2	

Die Zielerträge für die rein qualitativen Bewertungskriterien der Bewertungskategorien „Technik“ und „Soziokulturelles“ wurden anhand des aktuellen Wissensstandes (Literaturrecherchen, bestehenden Erfahrungen und Forschungsergebnissen) sowie subjektiver Annahmen analog zu den quantitativen Bewertungskriterien nach einer 5-stufigen Bewertungsskala bestimmt.

Für eine aussagekräftigere, objektive Bewertung müssten in einem weiteren Schritt mittelbar wie unmittelbar betroffene Akteure und Experten beispielsweise durch partizipative Workshops, Expertenbefragungen usw. miteinbezogen werden, was nicht Bestandteil dieser Arbeit war.

5.6.5 Bewertung anhand von Nutzwerten

Nach Bestimmung der Zielerträge für alle 15 Bewertungskriterien und alle sechs Alternativen erfolgte die Ergebnisermittlung bzw. Berechnung der Nutzwerte. Diese erfolgte durch Multiplikation der jeweiligen Zielerträge der Nutzwerte für alle Bewertungskriterien und Alternativen mit den jeweiligen Gewichtungen der Bewertungskriterien. Dadurch ergaben sich gewichtete Nutzwerte. Durch die Addition der Nutzwerte konnte so der Gesamtnutzwert innerhalb der drei Bewertungskategorien „Ökologie“, „Technik“ und „Soziokulturelles“ der sechs betrachteten Alternativen bestimmt werden. Die Summe der Nutzwerte aus den drei Bewertungskategorien bzw. der 15 Bewertungskriterien ergab den Gesamtnutzwert für die sechs betrachteten Alternativen.

So konnten die technischen Systemvarianten bewertet, eine Rangfolge gebildet und die nachhaltigste technische Systemvariante innerhalb der einzelnen Bewertungskategorien und insgesamt, durch die höchste Zahl bzw. den höchsten Nutzwert identifiziert werden. Die nicht-nachhaltigste Systemvariante wurde anhand der kleinsten Zahl und folglich durch den kleinsten Nutzwert festgestellt.

Die Ergebnisse der Bewertung sind den Kapiteln 6.7 und 7.7 zu entnehmen.

6 Ergebnisse für Hamburg

In diesem Kapitel werden die zentralen Ergebnisse der durchgeführten Stoffstrom- und Nutzwertanalysen für die Stadt Hamburg vorgestellt und diskutiert. Die Ergebnisse der Stoffstromanalysen können von den tatsächlichen Werten in Hamburg abweichen. Gründe hierfür sind:

- Die Systeme sind oft sehr komplex (viele Abhängigkeiten und Besonderheiten), so dass die Realität nicht exakt modelliert werden konnte,
- Die angewandten Daten bestehen zum Teil aus Schätzungen und Annahmen oder sind nicht vollständig aus dem gleichen Erhebungsjahr,
- Die Ergebnisse werden, wie bereits in Kapitel 5 erwähnt, nur für die Einwohner der Stadt und nicht für das gesamte Wasserinfrastruktursystem inklusive Großgewerbe und Industrie dargestellt.

Es werden jeweils nur die zentralen Ergebnisse diskutiert, welche für den Vergleich von verschiedenen technischen Systemen relevant sind bzw. mit der Wasserinfrastruktur im Zusammenhang stehen. Beispielsweise nimmt die Infrastruktur keinen Einfluss auf die Verdunstung von Regenwasser. Folglich finden die von der Infrastruktur unabhängigen Flüsse zur Wahrung der Übersichtlichkeit im weiteren Verlauf dieses Kapitels keine Darstellung.

Nicht berücksichtigt bzw. nicht ausführlich behandelt, wurden folgende Ströme:

- Verdunstung von Regenwasser in der Wassermodellierung,
- Versickerung von Regenwasser in der Wassermodellierung,
- Direkter Abfluss von Regenwasser in der Wassermodellierung,
- Phosphormengen im Regenwasser in der Phosphormodellierung,
- Stickstoffmengen im Regenwasser in der Stickstoffmodellierung,
- Versickerung von Phosphormengen des Regenwassers in der Phosphormodellierung,
- Versickerung von Stickstoffmengen des Regenwassers in der Stickstoffmodellierung.

Die vollständigen Bilanzen mit allen Inputs, Outputs und internen Flüssen sind im Anhang 11.3 (Abbildung 36 - Abbildung 59) dargestellt.

Die nachfolgend in den Kapiteln 6.1 - 6.4 dargestellten Ergebnisse/Werte wurden mithilfe der Software SIMBOX mathematisch berechnet. Zusätzlich wurden die Ergebnisse zur Überprüfung mit Excel berechnet. Die Berechnung in SIMBOX erfolgte über Parameter und Variablen (siehe auch Kapitel 5.5.5). Die Beziehungen zwischen einzelnen Variablen und Parametern wurden durch Formeln in einem Gleichungssystem dargestellt, welches in das Modellierungsprogramm SIMBOX eingegeben wurde. Entsprechend wurden alle Flüsse über mathematische Gleichungen definiert (Formulierung der Systemzusammenhänge als Gleichungen). Die Parameter dienten dabei als Berechnungsgrundlage und die Variablen ließen sich durch die eingesetzten Parameter oder andere bereits berechnete Variablen

ermitteln. Die Berechnung in SIMBOX wird im Folgenden zum besseren Verständnis anhand eines Beispiels näher erläutert. Die vollständige Parameterliste für diese Arbeit ist dem Anhang 11.1 zu entnehmen.

Berechnungsbeispiel

Berechnung des Trinkwasserbedarfs für die Systemvariante „Konv“ in Kapitel 6.1.

Im dargestellten Beispiel steht „V“ für Variable und „Pa“ für Parameter.

Gleichungen

V1: Tatsächliche Trinkwassernutzung der Einwohner [Mio. m³/a],

V2: Exfiltration aus der Trinkwasserleitung [Mio. m³/a],

V3: Trinkwasserbedarf/-bereitstellung [Mio. m³/a].

Mathematische Beschreibung der Gleichungen

$$V1 = Pa1 * \sum_{i=2}^8 Pai * \frac{365}{1000} / 10^6$$

$$V2 = V3 * Pa9$$

$$V3 = V1 + V2$$

Parameter

Die eingesetzten Parameter zur Berechnung des Beispiels sind Tabelle 15 zu entnehmen.

Tabelle 15: Parameter für die Berechnung des Trinkwasserbedarfs der Systemvariante „Konv“ in Hamburg

Parameter	Einheit	Wert
Pa1: Einwohnerzahl	[E]	1.734.342
Pa2: TW-Bedarf-Baden, Duschen, Körperpflege	l/E*d	44
Pa3: TW-Bedarf -Toilettenspülung	l/E*d	33
Pa4: TW-Bedarf -Wäsche waschen	l/E*d	15
Pa5: TW-Bedarf -Kleingewerbeanteil	l/E*d	28
Pa6: TW-Bedarf -Raumreinigung, Autopflege, Garten	l/E*d	7
Pa7: TW-Bedarf -Geschirrspülen	l/E*d	7
Pa8: TW-Bedarf -Essen und Trinken	l/E*d	5
Pa9: Exfiltrationsrate-Trinkwasserleitung	%	4,2

Ergebnisse

$$V1 = 87.991.841,37 \frac{m^3}{a} \approx 88 \text{ Mio. } \frac{m^3}{a}$$

$$V2 = 3.857.679,89 \frac{m^3}{a} \approx 3,86 \text{ Mio. } \frac{m^3}{a}$$

$$V3 = 91.849.521,26 \frac{m^3}{a} \approx \mathbf{92 \text{ Mio. } \frac{m^3}{a}}$$

6.1 Wassermodellierung

Dieses Kapitel beinhaltet die zentralen Ergebnisse der Wassermodellierung, die mit SIMBOX und Excel berechnet wurden. Abbildung 15 stellt die zentralen Ergebnisse der Wasserbilanzen für die verschiedenen technischen Systemvarianten in der Stadt Hamburg dar. Die Input-Flüsse (TW-Bedarf und BW-Nutzung) sind dabei als negative Werte und die Output-Flüsse (Einleitung beh. Ab-/Schwarzwasser, BW-Überschuss, RW-Einleitung, TW-Verluste und Exfiltration-TW-Leitung) als positive Werte dargestellt. Die vollständigen Wasserbilanzen bzw. Stoffstromanalysen mit allen Inputs, Outputs und internen Flüssen sind im Anhang 11.3 (Abbildung 36 -Abbildung 41) dargestellt.

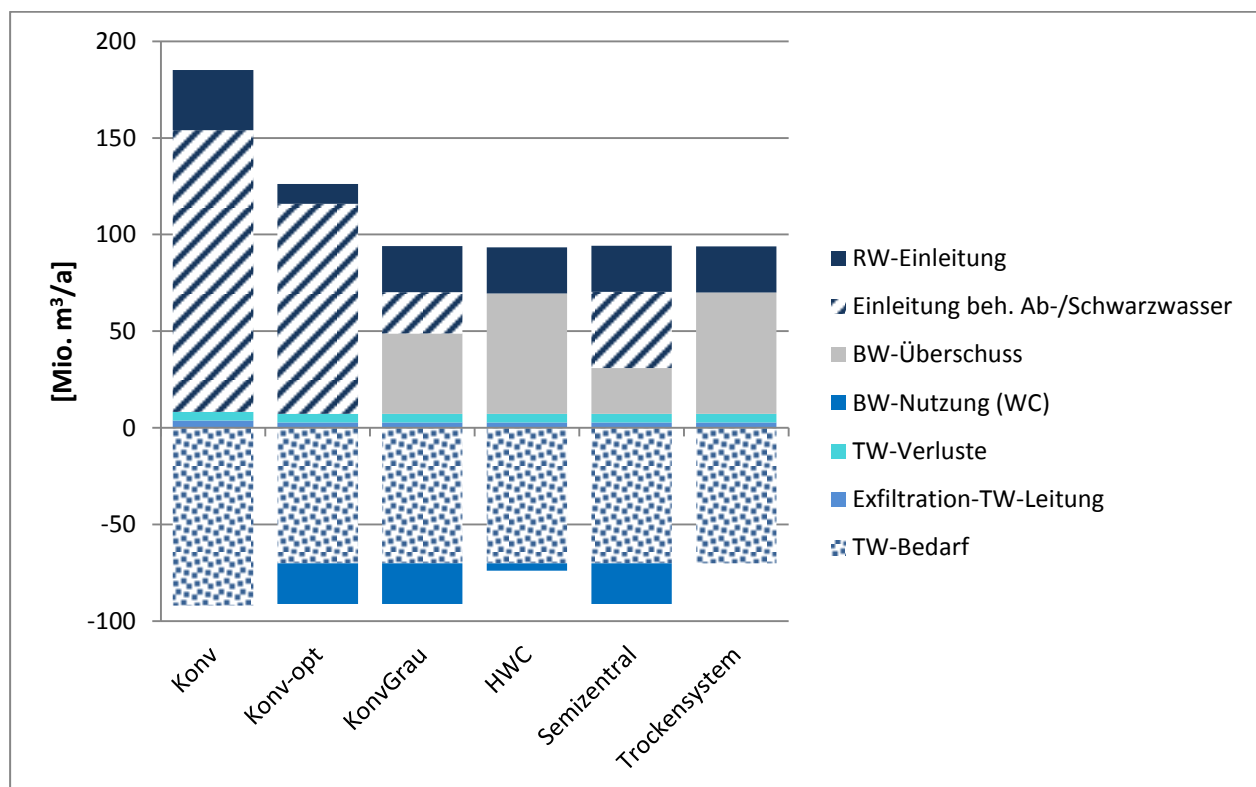


Abbildung 15: Zentrale Ergebnisse der Wasserbilanzen für die technischen Systemvarianten in Hamburg

In der Systemvariante „Konv“ werden in der Stadt Hamburg rund 92 Mio. m³/a Trinkwasser von der zentralen Trinkwasserversorgung bereitgestellt/produziert. Der Trinkwasserbedarf liegt in dieser Systemvariante am höchsten. Die Trinkwasserverluste beim Transport des Trinkwassers von den Wasserwerken zu den Verbrauchern aus den Trinkwasserleitungen bzw. dem Rohrnetz (Exfiltration) sind im nationalen sowie internationalen Vergleich sehr gering (ATT et al. 2015; Hamburg Wasser 2013; ATT et al. 2011) und betragen rund 4 Mio. m³/a Trinkwasser bzw. 4,2% des bereitgestellten Trinkwassers. Somit liegt der tatsächliche durchschnittliche Trinkwasserbedarf der Bevölkerung bzw. die beim Verbraucher ankommende Trinkwassermenge bei etwa 88 Mio. m³/a (139 l/E*d). Die Trinkwasserverluste durch Aktivitäten wie Raumreinigung, Autopflege, Essen und Trinken oder Gartenbewässerung betragen rund 4 Mio. m³/a (7 l/E*d). Diese Menge gelangt nicht wieder als

Abwasser in die Kanalisation. Durch die Mischwasserkanalisation, welche einen vergleichsweise geringen Anteil von 22,5% aufweist (Hamburg Wasser 2015), werden jährlich rund 48 Mio. m³ Abwasser (häusliches Abwasser und Regenwasser) abgeleitet, während durch das Trennsystem bzw. die Schmutzwasserkanalisation (Anteil 77,5%) rund 65 Mio. m³/a Schmutzwasser abgeleitet werden. Zu diesen Abwassermengen kommen noch rund 34 Mio. m³/a an Fremdwassereinträgen durch Infiltration in die Misch- und Schmutzwasserkanalisation hinzu, so dass insgesamt rund 146 Mio. m³/a Abwasser zur zentralen Kläranlage in Hamburg geführt werden. Dort werden sie nach der Behandlung als gereinigtes Abwasser in die Umwelt eingeleitet. Etwa 1% der Abwassermengen „erreicht“ die Kläranlage nicht und wird unbehandelt aus den Überläufen in die Umwelt gegeben.

Von den jährlich rund 566 Mio. m³ Niederschlag auf der gesamten Fläche der Stadt Hamburg werden rund 22 Mio. m³/a durch das Mischsystem abgeleitet und zur Kläranlage geführt. Rund 31 Mio. m³/a Regenwasser (inklusive rund 7 Mio. m³/a Fremdwasser) werden durch das Trennsystem abgeleitet und direkt in die Umwelt gegeben bzw. in Gewässer eingeleitet. Der Rest (etwa 513 Mio. m³/a) versickert in den Boden, verdunstet oder fließt direkt in die Gewässer/Umwelt.

Bei den fünf alternativen Wasserinfrastruktursystemen („Konv-opt“, „KonvGrau“, „HWC“, „Semizentral“ und „Trockensystem“) werden rund 70 Mio. m³/a Trinkwasser von der zentralen Trinkwasserversorgung bereitgestellt. Somit ist bei den alternativen Systemvarianten eine Trinkwassereinsparung von ca. 24% bzw. rund 22 Mio. m³/a Trinkwasser gegeben. Die Wasserverluste aus dem Rohrnetz durch Exfiltration betragen bei allen alternativen Systemvarianten analog zum Referenzsystem „Konv“ 4,2% des bereitgestellten Trinkwassers und liegen bei rund 3 Mio. m³/a Trinkwasser. Somit liegt bei diesen Systemvarianten der tatsächliche durchschnittliche Trinkwasserbedarf der Bevölkerung bzw. die beim Verbraucher ankommende Trinkwassermenge bei etwa 67 Mio. m³/a (106 l/E*d). Die Trinkwasserverluste durch Aktivitäten wie Raumreinigung, Autopflege, Essen und Trinken sowie Gartenbewässerung betragen genauso wie beim konventionellen System rund 4 Mio. m³/a (7 l/E*d) und werden nicht in die Kanalisation eingeleitet.

Der Wasserbedarf für die Toilettenspülung wird, wie in Kapitel 5.4 beschrieben, außer bei ohne Wassereinsatz auskommenden „Trockensystem“, bei allen alternativen Systemen durch den Einsatz von Brauchwasser gedeckt. Im Falle von „Konv-opt“ wird als Brauchwasser behandeltes Regenwasser und bei den anderen Systemen aufbereitetes Grauwasser eingesetzt⁶¹. Der Brauchwasserbedarf für die Toilettenspülung liegt bei den Systemen „Konv-opt“, „KonvGrau“ und „Semizentral“ bei rund 21 Mio. m³/a (33 l/E*d) und in der Systemvariante „HWC“ aufgrund der Vakuumableitung deutlich niedriger bei rund 4 Mio. m³/a (6 l/E*d). Dementsprechend ist der Brauchwasserüberschuss bei „HWC“ mit ca. 62 Mio. m³/a (inklusive Prozesswasser aus der Schwarzwasserbehandlung) etwas geringer als bei

⁶¹ Zur Brauchwassernutzung stellen Grauwasser und Regenwasser eine Alternative und gleichzeitig eine Konkurrenz zueinander dar. Es kann nicht pauschal gesagt werden, welche der Wasserarten besser geeignet ist. Es Bedarf für jedes Gebiet bzw. jeden Standort jeweils eine Fallprüfung. Zu den wichtigen Kriterien für die Entscheidungsfindung zählen z.B. die Verfügbarkeit, Speicherkapazitäten, Einfluss auf die Ableitung der restlichen Abwassermengen, Aufbereitungstechnik usw.

„Trockensystem“, jedoch im Vergleich zu den anderen alternativen Wasserinfrastruktursystemen am höchsten.

Der Grauwasserüberschuss beträgt bei der Systemvariante „KonvGrau“ rund 42 Mio. m³/a und bei der Systemvariante „Semizentral“ 24 Mio. m³/a. Diese große Differenz entsteht dadurch, dass im System „KonvGrau“ schwerbelastetes Grauwasser und im System „Semizentral“ schwach belastetes Grauwasser behandelt und als Brauchwasser zur Verfügung steht (siehe auch Kapitel 5.4). Außerdem wird eine vergleichsweise geringe Menge (rund 1 Mio. m³/a) des Brauchwassers in der Systemvariante „Semizentral“ zum Anmischen in der Klärschlammbehandlung eingesetzt. Der Brauchwasserüberschuss kann in allen Systemvarianten kleinräumig in den Wasserkreislauf zurückgegeben oder für andere Bedarfszwecke eingesetzt werden. In der Systemvariante „Konv-opt“ ist kein Brauchwasserüberschuss vorhanden, da in dieser Variante nur die für die Toilettenspülung benötigte Menge an Regenwasser behandelt wird, während der Rest unbehandelt in die Umwelt eingeleitet wird. Hier werden rund 109 Mio. m³/a Abwasser (inklusive rund 25 Mio. m³/a Fremdwasser) durch die Schmutzwasserkanalisation geführt und nach Behandlung in die Gewässer eingeleitet. Bezüglich der Einleitung von behandeltem Schwarzwasser in die Gewässer ist festzustellen, dass die Systemvariante „Semizentral“ die größten Wassermengen (rund 40 Mio. m³/a) einleitet, gefolgt von „KonvGrau“ mit rund 21 Mio. m³/a. Diese Unterschiede sind ebenso wie beim Brauchwasserüberschuss auf die unterschiedlichen Grauwasserqualitäten (schwach und stark belastetes Grauwasser) zurückzuführen, wodurch sich auch die Schwarzwassermengen unterscheiden. Bei „HWC“ findet keine „direkte“ Schwarzwassereinleitung statt, da das gereinigte Schwarzwasser zusammen mit dem gereinigten Grauwasser als Brauchwasserüberschuss in die Umwelt geht. Bei „Trockensystem“ entsteht kein Schwarzwasser, weshalb hier auch keine Einleitung vorhanden ist.

Die Regenwassereinleitung ist bei 4 der 5 alternativen Wasserinfrastruktursysteme identisch und liegt bei rund 24 Mio. m³/a. Nur bei der Systemvariante „Konv-opt“ wird deutlich weniger Regenwasser (rund 10 Mio. m³/a inklusive Fremdwasser) eingeleitet, da ein Teil des Regenwassers für die Toilettenspülung als Brauchwasser eingesetzt wird und somit als Abwasser nach Behandlung eingeleitet wird.

In Tabelle 16 werden die zentralen Ergebnisse der Wasserbilanzen pro Einwohner zusammengefasst.

Tabelle 16: Zentrale Ergebnisse der Wasserbilanzen pro Einwohner – Tabellarische Zusammenstellung

Wasser							
Einheit		Systemvarianten					
		Konv	Konv-opt	KonvGrau	HWC	Semizentral	Trockensystem
[l/E*d]	TW-Bedarf	139	106	106	106	106	106
	Exfiltration-TW-Leitung	6	5	5	5	5	5
	TW-Verluste	7	7	7	7	7	7
	BW-Nutzung (WC)	0	33	33	6	33	0
	BW-Überschuss	0	0	66	98	37	99
	Einleitung beh. Ab-/Schwarzwasser	230	172	34	0	62	0
	RW-Einleitung	49	16	38	38	38	38

6.2 Energiemodellierung

In diesem Kapitel werden die zentralen Ergebnisse der Energiemodellierung, die mit SIMBOX und Excel berechnet wurden, dargestellt. Die vollständigen Energiebilanzen bzw. Stoffstromanalysen mit allen Inputs, Outputs und internen Flüssen sind im Anhang 11.3 (Abbildung 42 - Abbildung 47) dargestellt.

Bei den Energiebilanzen wurden alle einzelnen Energieströme (siehe Kapitel 5.5.4 Energiemodellierung oder Kapitel 6.2.1 - 6.2.10) von der Trinkwasserbereitstellung bis hin zur Abwasserbehandlung (Abwasserableitung, Abwasserreinigung, Klärschlammbehandlung) und Energieproduktion (Strom, Wärme, Biogas, Biomethan) berücksichtigt.

Bei der Betrachtung der zentralen Ergebnisse der Energiebilanzen (Produktion abzüglich Bedarf, dargestellt als Gesamtübersicht für Strom und Wärme in Abbildung 16 und Abbildung 17)⁶² wird deutlich, dass alle modellierten Wasserinfrastruktursysteme eine negative Strombilanz aufweisen. Das bedeutet, dass der Strombedarf in allen betrachteten Wasserinfrastruktursystemen höher als die Stromproduktion ist. Die Systemvariante „Konv“ mit rund -63 GWh/a bzw. rund -36 kWh/E*a weist im Vergleich zu den fünf alternativen Systemvarianten eine bessere Strombilanz auf. An zweiter Stelle steht „Konv-opt“ mit rund -90 GWh/a bzw. rund -52 kWh/E*a und an dritter Stelle „Semizentral“ mit rund -133 GWh/a bzw. rund -76,7 kWh/E*a. „Trockensystem“ steht mit rund -134 GWh/a bzw. rund -77,2 kWh/E*a knapp hinter „Semizentral“ an vierter Stelle. Die schlechtesten Strombilanzen weisen die Systeme „HWC“ mit rund -149 GWh/a bzw. rund -86 kWh/E*a und „KonvGrau“ mit rund -152 GWh/a bzw. rund -88 kWh/E*a auf.

Hinsichtlich der Wärmebilanzen steht „KonvGrau“ mit rund 685 GWh/a bzw. rund 395 kWh/E*a an erster Stelle. Danach folgen „Trockensystem“ mit rund 680 GWh/a bzw. 392 rund kWh/E*a, „Konv-opt“ mit rund 127 GWh/a bzw. rund 73 kWh/E*a, „HWC“ mit rund 29 GWh/a bzw. rund 17 kWh/E*a, „Konv“ mit 9 GWh/a bzw. rund 5 kWh/E*a und „Semizentral“ mit -48 GWh/a bzw. rund -28 kWh/E*a.

⁶² Die Input-Flüsse (Strom- und Wärmebedarf) sind als negative Werte und die Output-Flüsse (Strom- und Wärmeproduktion sowie Wärmerückgewinnung) als positive Werte dargestellt.

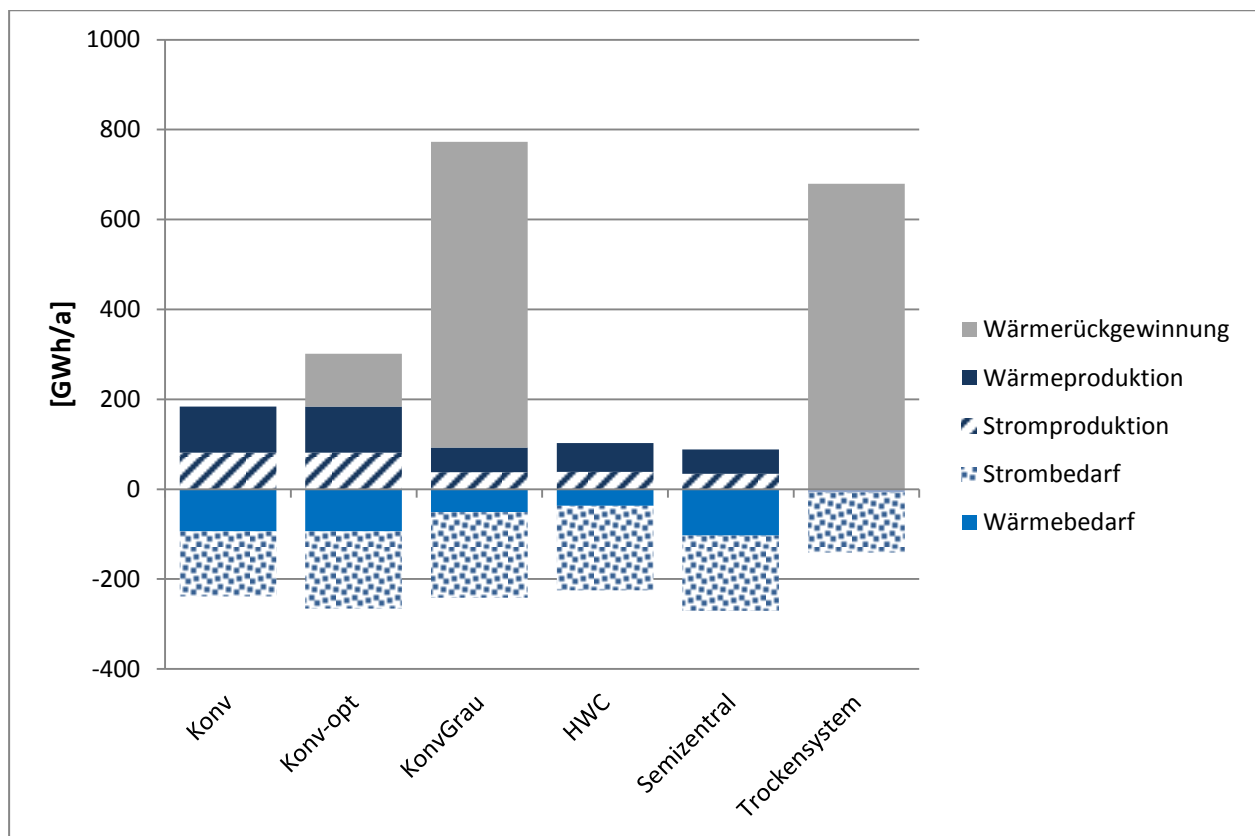


Abbildung 16: Zentrale Ergebnisse der Energiebilanzen für die technischen Systemvarianten in Hamburg

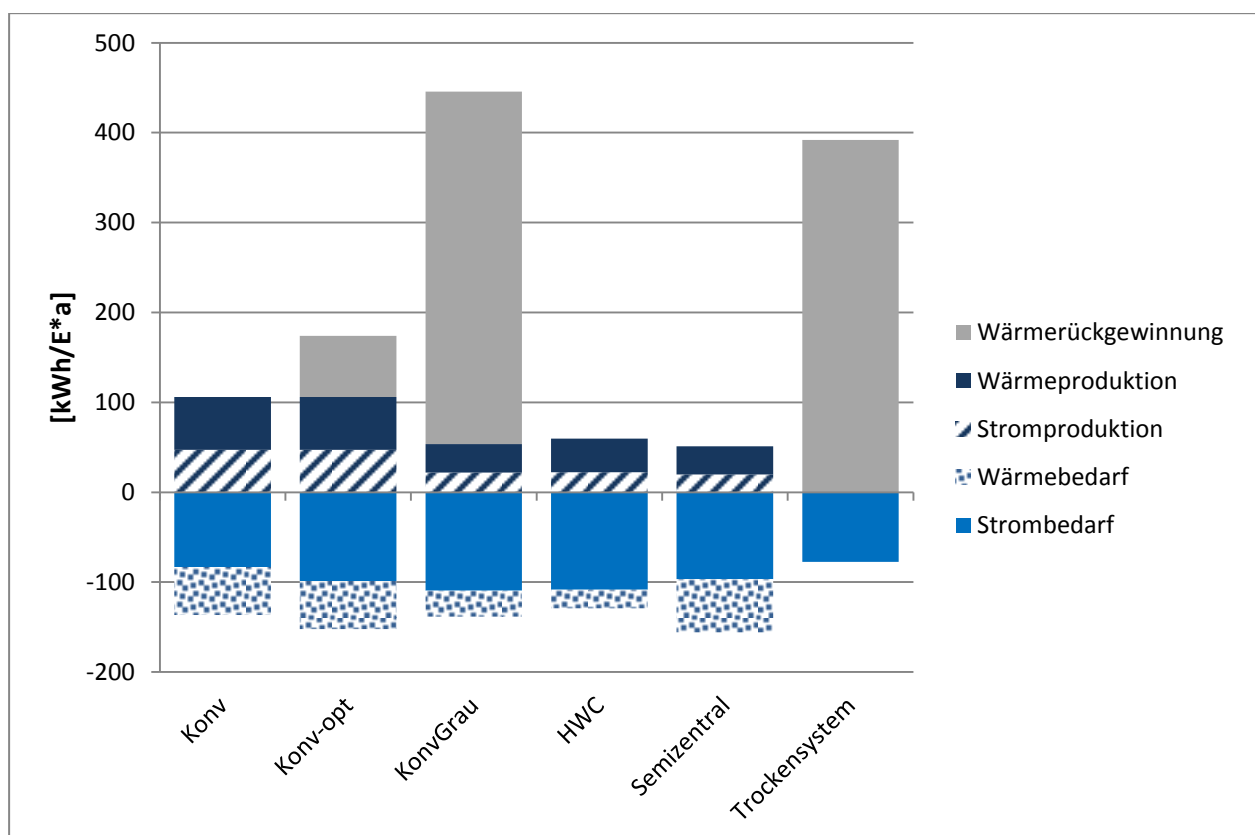


Abbildung 17: Zentrale Ergebnisse der Energiebilanzen für die technischen Systemvarianten in Hamburg pro Einwohner und Jahr

Im Folgenden (Kapitel 6.2.1 - 6.2.10) werden die Einzelheiten zum Strom- und Wärmebedarf sowie zur Strom- und Wärmeproduktion der sechs betrachteten technischen Systemvarianten in Hamburg vorgestellt. Darüber hinaus wird kurz auf den Energiebedarf zum Transport der Co-Substrate und Fäkalien (nur im Falle von „Trockensystem“) eingegangen.

6.2.1 Strombedarf für die Trinkwasserbereitstellung

Der Strombedarf für die Trinkwasserbereitstellung liegt bei einem Stromverbrauch von $0,454 \text{ kWh/m}^3$ (Hamburg Wasser 2013) an produziertem Trinkwasser für die Systemvariante „Konv“ bei rund 42 GWh/a bzw. rund $24 \text{ kWh/E}^*\text{a}$. Für alle alternativen Wasserinfrastruktursysteme sinkt der Strombedarf aufgrund des geringeren Trinkwasserbedarfs auf rund 32 GWh/a bzw. rund $18 \text{ kWh/E}^*\text{a}$. Somit ist bei den alternativen Systemvarianten eine Stromeinsparung von ca. 24% bzw. rund 10 GWh/a bei der Trinkwasserbereitstellung gegeben.

6.2.2 Strombedarf für die Abwasserableitung

Der Strombedarf für die konventionelle Abwasserableitung (Schwerkraft-/Freispiegel- und Druckentwässerung) bei „Konv“ liegt bei rund 6 GWh/a bzw. rund $3,4 \text{ kWh/E}^*\text{a}$. Dieser liegt bei „Konv-opt“ aufgrund des Trennsystems (siehe Kapitel 5.4.2) und der dadurch geringeren abzuleitenden Abwassermengen (nur Schmutzwasser) bei rund 4 GWh/a bzw. $2,5 \text{ kWh/E}^*\text{a}$.

Der Strombedarf für die Grauwasserableitung liegt bei den Systemvarianten „KonvGrau“, „HWC“ und „Trockensystem“ bei rund 3 GWh/a bzw. $1,5 \text{ kWh/E}^*\text{a}$ und bei der Systemvariante „Semizentral“ aufgrund der geringeren Grauwassermengen (im Gegensatz zu den drei zuvor genannten Systemvarianten nur schwach belastetes Grauwasser) bei etwa 2 GWh/a bzw. $1,1 \text{ kWh/E}^*\text{a}$.

Für die Schwarzwasserableitung werden bei der Systemvariante „HWC“ rund 12 GWh/a bzw. rund $7 \text{ kWh/E}^*\text{a}$ Strom benötigt. Der Strombedarf liegt bei den Systemvarianten „Semizentral“ mit rund 2 GWh/a bzw. $0,9 \text{ kWh/E}^*\text{a}$ und „KonvGrau“ mit rund 1 GWh/a bzw. $0,5 \text{ kWh/E}^*\text{a}$ deutlich niedriger. Der höhere Strombedarf bei „Semizentral“ im Vergleich zu „KonvGrau“ erklärt sich durch die größeren Schwarzwassermengen. Die große Differenz bezüglich des Strombedarfs zwischen „HWC“ und den anderen Systemvarianten ist dadurch zu erklären, dass die Schwarzwasserableitung bei „HWC“ im Gegensatz zu den anderen Systemen nicht konventionell sondern durch ein Vakuumsystem mit einem höheren Energiebedarf erfolgt. Bei „Trockensystem“ werden die Fäkalien mittels LKW transportiert (siehe auch Kapitel 5.4.2). Die Transportenergie [GWh/a] bzw. [$\text{kWh/E}^*\text{a}$] für „Trockensystem“ wird in Kapitel 6.2.7 diskutiert.

6.2.3 Strombedarf für die Behandlung von Abwasser, Klärschlammen und Co-Substraten

Der Strombedarf für die Abwasserbehandlung, Klärschlamm- und Co-Substratbehandlung/-verbrennung liegt bei „Konv“ insgesamt bei rund 96 GWh/a bzw. 56 kWh/E*a. Davon werden rund 58 GWh/a bzw. rund 34 kWh/E*a für die Abwasserbehandlung und rund 38 GWh/a bzw. rund 22 kWh/E*a für die Klärschlamm- und Co-Substratbehandlung/-verbrennung benötigt.

Aufgrund der geringeren Abwassermengen durch das Trennsystem in der Systemvariante „Konv-opt“, liegt der Strombedarf für die Abwasserbehandlung, Klärschlamm- und Co-Substratbehandlung/-verbrennung hier niedriger als im Referenzsystem. Die Abwasserbehandlung benötigt rund 43 GWh/a bzw. rund 25 kWh/E*a und die Klärschlamm- und Co-Substratbehandlung/-verbrennung rund 34 GWh/a bzw. rund 19 kWh/E*a, so dass hier insgesamt rund 77 GWh/a bzw. 44 kWh/E*a Strom verbraucht werden.

Der Strombedarf für die Schwarzwasserbehandlung liegt bei „Semizentral“ mit rund 65 GWh/a bzw. 37 kWh/E*a am höchsten, gefolgt von „HWC“ mit rund 19 GWh/a bzw. 11 kWh/E*a (inklusive Klärschlammbehandlung) und „KonvGrau“ mit 2 GWh/a bzw. 1 kWh/E*a. Da bei „Trockensystem“ kein Schwarzwasser anfällt, gibt es hier keinen Strombedarf.

Für die Klärschlammbehandlung werden bei „Semizentral“ rund 27 GWh/a bzw. 16 kWh/E*a Strom benötigt. Der Strombedarf für die Kompostierung von Fäkalien, Klärschlämmen aus der Grauwasserbehandlung und Speiseresten liegt bei „Trockensystem“ bei rund 21 GWh/a bzw. 12 kWh/E*a. Für die Klärschlammbehandlung in „KonvGrau“ ist ein Strombedarf von 6 GWh/a bzw. 3,2 kWh/E*a festzustellen.

Der Strombedarf für die Grauwasserbehandlung ist bei den Systemvarianten „KonvGrau“ und „HWC“ am größten und liegt bei rund 123 GWh/a bzw. 71 kWh/E*a. Dieser liegt in „Trockensystem“ bei rund 55 GWh/a bzw. 31 kWh/E*a und in „Semizentral“ bei rund 40 GWh/a bzw. 23 kWh/E*a.

Der variierende Strombedarf für die Behandlung der verschiedenen Abwasserteilströme sowie Klärschlämme und Co-Substrate in den einzelnen Systemvarianten ist auf die unterschiedlich eingesetzten Behandlungstechniken sowie unterschiedliche Abwassermengen und -belastungen zurückzuführen.

In den Systemvarianten „Konv“, „Konv-opt“, „KonvGrau“ und „HWC“ werden 0,22 GWh/a bzw. 0,13 kWh/E*a für die Aufbereitung von Co-Substraten genutzt. In „Semizentral“ liegt diese Zahl aufgrund der geringeren Co-Substratmengen bei 0,15 GWh/a bzw. 0,09 kWh/E*a. Der Strombedarf für die Biogasaufbereitung (siehe Kapitel 3.4.3) beträgt in den Systemvarianten „Konv“ und „Konv-opt“ etwa 0,24 GWh/a bzw. rund 0,14 kWh/E*a und in „KonvGrau“ aufgrund der geringeren Biogasmengen 0,14 GWh/a bzw. rund 0,1 kWh/E*a.

6.2.4 Strombedarf für die Rückgewinnung von Wärme und Phosphor sowie Regenwasserbehandlung

Für die Wärmerückgewinnung aus dem Ab- bzw. Grauwasser werden $0,39 \text{ kWh/m}^3$ Strom benötigt (DWA 2008a). Der Strombedarf für die Wärmerückgewinnung aus dem Grauwasser liegt in den Systemvarianten „KonvGrau“ und „Trockensystem“ bei rund 24 GWh/a bzw. 14 kWh/E*a. Die Wärmerückgewinnung aus dem Abwasser benötigt in der Systemvariante „Konv-opt“, aufgrund der größeren Abwassermengen im Vergleich zu den erstgenannten Systemen, 42 GWh/a bzw. 24 kWh/E*a. Außerdem ist in dieser Systemvariante ein Strombedarf von rund 5 GWh/a bzw. rund 3 kWh/E*a für die Phosphorrückgewinnung aus dem Schlammwasser festzustellen. Weiterhin sind rund 10 GWh/a bzw. rund 6 kWh/E*a für die Regenwasserableitung, dessen Behandlung und Nutzung als Brauchwasser für die Toilettenspülung impliziert.

6.2.5 Wärmebedarf für die Klärschlammbehandlung

Der Wärmebedarf für die Klärschlammbehandlung liegt in „Semizentral“ u.a. aufgrund des hohen Bedarfs für die Hygienisierung der Klärschlämme und Speisereste, mit rund 102 GWh/a bzw. rund 59 kWh/E*a am höchsten. An zweiter Stelle stehen die Systeme „Konv“ und „Konv-opt“ mit rund 92 GWh/a bzw. rund 53 kWh/E*a, gefolgt von „KonvGrau“ mit rund 49 GWh/a bzw. rund 29 kWh/E*a und „HWC“ mit rund 36 GWh/a bzw. rund 20 kWh/E*a.

Der Grund für den geringeren Wärmebedarf in „KonvGrau“ und „HWC“ liegt an den geringeren Klärschlammmengen, die behandelt werden müssen. In „HWC“ sind sie durch die Vakuumableitung und Fest-Flüssig-Trennung deutlich geringer und liegen in konzentrierter Form vor.

6.2.6 Wärmebedarf für die Biogasaufbereitung

In den Systemvarianten „Konv“, „Konv-opt“ und „KonvGrau“ wird, neben dem Wärmebedarf für die Klärschlammbehandlung, auch Wärme für die Biogasaufbereitung (siehe Kapitel 3.4.3) eingesetzt. In „Konv“ und „Konv-opt“ liegt dieser Wärmebedarf bei 0,84 GWh/a bzw. 0,5 kWh/E*a und in „KonvGrau“ aufgrund der geringeren Biogasmengen bei 0,47 GWh/a bzw. 0,3 kWh/E*a.

6.2.7 Transportenergie

Die Energie zum Transport der Co-Substrate beträgt bei den Systemvarianten „Konv“, „Konv-opt“, „KonvGrau“ und „HWC“ 1,12 GWh/a bzw. rund 0,6 kWh/E*a. Aufgrund der geringeren Co-Substratmenge bei „Semizentral“ liegt dieser Wert hier bei 0,32 GWh/a bzw. rund 0,2 kWh/E*a. Da bei „Trockensystem“ auch die Fäkalien per LKW transportiert werden, liegt dieser Wert in dieser Systemvariante deutlich höher bei rund 6 GWh/a bzw. rund 4 kWh/E*a.

6.2.8 Stromproduktion

Die Stromproduktion ist bei den Systemvarianten „Konv“ und „Konv-opt“ mit rund 78 GWh/a bzw. 45 kWh/E*a am höchsten, gefolgt von „HWC“ mit rund 39 GWh/a bzw. 22 kWh/E*a, „KonvGrau“ mit rund 36 GWh/a bzw. 21 kWh/E*a und „Semizentral“ mit rund 35 GWh/a bzw. 20 kWh/E*a. Bei „Trockensystem“ findet keine Stromproduktion statt.

Wie bereits in Kapitel 5.4.2 beschrieben, wird ein Teil des produzierten Faulgases in den Systemvarianten „Konv“, „Konv-opt“ und „KonvGrau“ zu Biomethan (überwiegend CH₄ bzw. Erdgasqualität) aufbereitet und in das öffentliche Erdgasversorgungsnetz eingespeist. Da die tatsächliche Nutzung des Biomethans nach der Netzeinspeisung nicht mehr nachvollziehbar ist, wird die Verstromung in einem Blockheizkraftwerk mit einem elektrischen Wirkungsgrad von 30% und einem thermischen Wirkungsgrad von 50% angesetzt, woraus in „Konv“ und „Konv-opt“ rund 4 GWh/a bzw. 2 kWh/E*a und in „KonvGrau“ aufgrund der geringeren Biomethanmengen 2 GWh/a bzw. 1 kWh/E*a „virtueller“ Strom produziert werden können.

Durch die interne Stromproduktion⁶³ kann der Strombedarf zur Abwasser-, Klärschlamm- und Co-Substratbehandlung in „Konv“ zu 80% und in „Konv-opt“ zu 94% gedeckt werden. Die interne Stromproduktion deckt den Strombedarf für die Schwarzwasser, Grauwasser- und Klärschlammbehandlung in „KonvGrau“ und „HWC“ zu 27% und in „Semizentral“ zu 26% (hier ist weiterer Strombedarf, etwa der Strombedarf für die Trinkwasserbereitstellung und Abwasserableitung, nicht enthalten).

Der Strombedarf zur Behandlung der verschiedenen Abwasserteilströme und Co-Substrate, der nicht durch die interne Stromproduktion gedeckt werden kann, wird in allen Systemvarianten durch externe Energieversorger bereitgestellt. Abbildung 18 gibt einen Überblick über die Stromversorgung zur Abwasser-, Klärschlamm- und Co-Substratbehandlung in den verschiedenen technischen Systemvarianten.

⁶³ Bei den Systemen „Konv“, „Konv-opt“ und „KonvGrau“ erfolgt die Stromproduktion durch die Vergärung von Klärschlämmen und Co-Substraten und Verbrennung der Gärreste während bei den Systemen „HWC“ und „Semizentral“ die Stromproduktion nur durch die Vergärung von Klärschlämmen und Co-Substraten erfolgt.

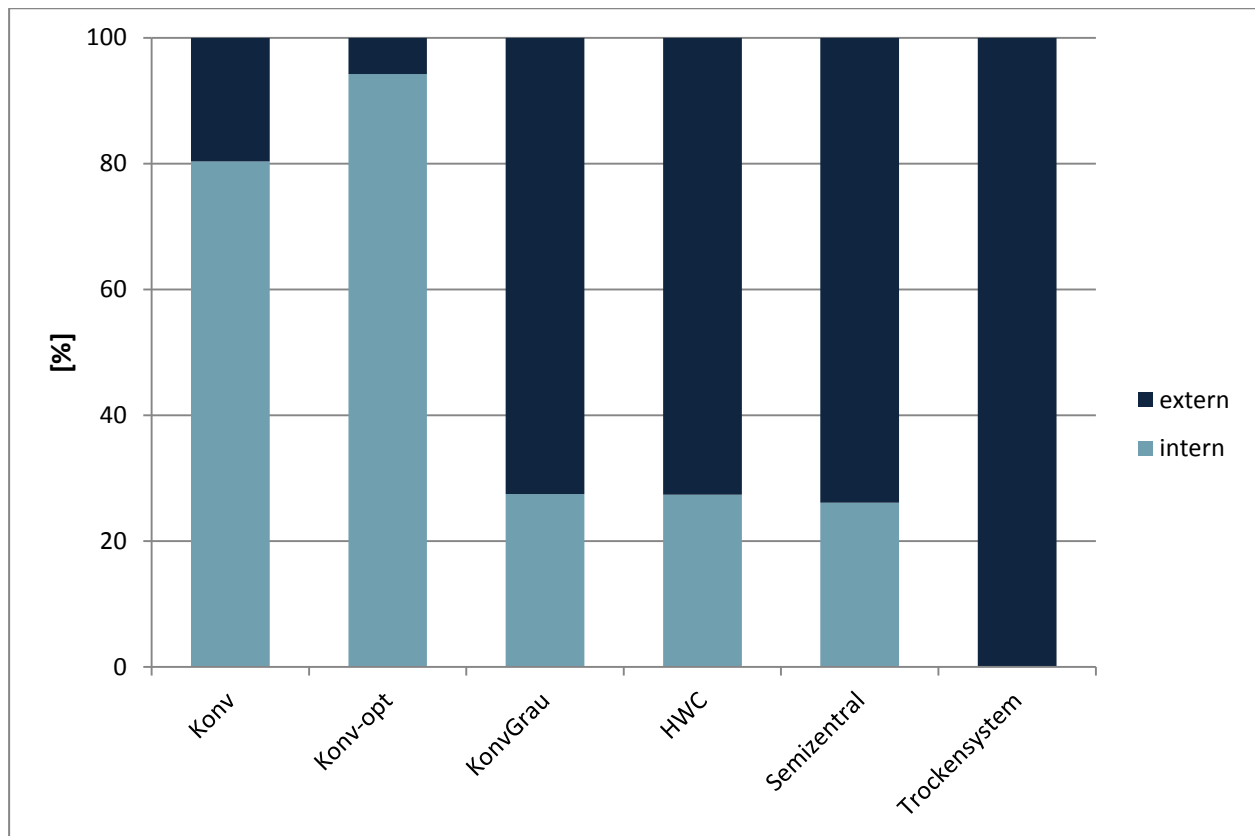


Abbildung 18: Deckung des Strombedarfs für die Abwasser-, Klärschlamm- und Co-Substratbehandlung in den technischen Systemvarianten in Hamburg im Jahresdurchschnitt

Die beim Vergleich der einzelnen Systemvarianten variierende Stromproduktion ist auf die Unterschiede bei den zum Einsatz kommenden Behandlungstechniken (z.B. Vergärung vs. Vergärung und Verbrennung) sowie bei Klärschlamm- und Co-Substratmengen zurückzuführen. Auch weitere eingesetzte Parameter, wie zum Beispiel TR- und oTR-Gehalt der Klärschlamme und Co-Substrate, führen zu einem differenzierten Gesamtbild (siehe auch Kapitel 11.1).

6.2.9 Wärmeproduktion

Die Wärmeproduktion ist bei den Systemvarianten „Konv“ und „Konv-opt“ mit rund 95 GWh/a bzw. 55 kWh/E*a am höchsten, gefolgt von „HWC“ mit rund 65 GWh/a bzw. 37 kWh/E*a, „KonvGrau“ mit rund 51 GWh/a bzw. 29 kWh/E*a und „Semizentral“ mit rund 54 GWh/a bzw. 31 kWh/E*a. Bei „Trockensystem“ findet keine Wärmeproduktion statt (siehe Kapitel 5.4.2).

Durch die Biomethanproduktion (siehe Kapitel 6.2.8 oder Kapitel 5.4.2) wird analog zur „virtuellen“ Stromproduktion in den Systemvarianten „Konv“, „Konv-opt“ und „KonvGrau“ „virtuelle“ Wärme produziert. Mit einem angesetzten thermischen Wirkungsgrad von 50% werden in „Konv“ und „Konv-opt“ rund 7 GWh/a bzw. 4 kWh/E*a und in „KonvGrau“ aufgrund der geringeren Biomethanmengen 4 GWh/a bzw. 2 kWh/E*a „virtuelle“ Wärme produziert.

Durch die interne Wärmeproduktion (Vergärung von Klärschlämmen und Co-Substraten, Verbrennung der Gärreste) liegt in „Konv“ und „Konv-opt“ ein Wärmeüberschuss von rund 3% vor. Somit kann hier der Wärmebedarf zur Klärschlamm- und Co-Substratbehandlung vollständig gedeckt werden. Bei „HWC“ (Vergärung von Klärschlämmen und Co-Substraten) ist ein Wärmeüberschuss von rund 82% und bei „KonvGrau“ ein Wärmeüberschuss von 3% festzustellen, weshalb hier der Wärmebedarf auch vollständig intern gedeckt werden kann. Lediglich bei „Semizentral“ (Vergärung von Klärschlämmen und Co-Substraten) ist ein Wärmedefizit (rund 47%) aufgrund des hohen Bedarfs zur Hygienisierung der Klärschlämme und Speisereste festzustellen. Diese Wärme muss durch externe Quellen bereitgestellt werden. Abbildung 19 gibt einen kurzen Überblick über den Wärmeüberschuss bzw. das Wärmedefizit der Klärschlamm- und Co-Substratbehandlung in den technischen Systemvarianten für die Stadt Hamburg.

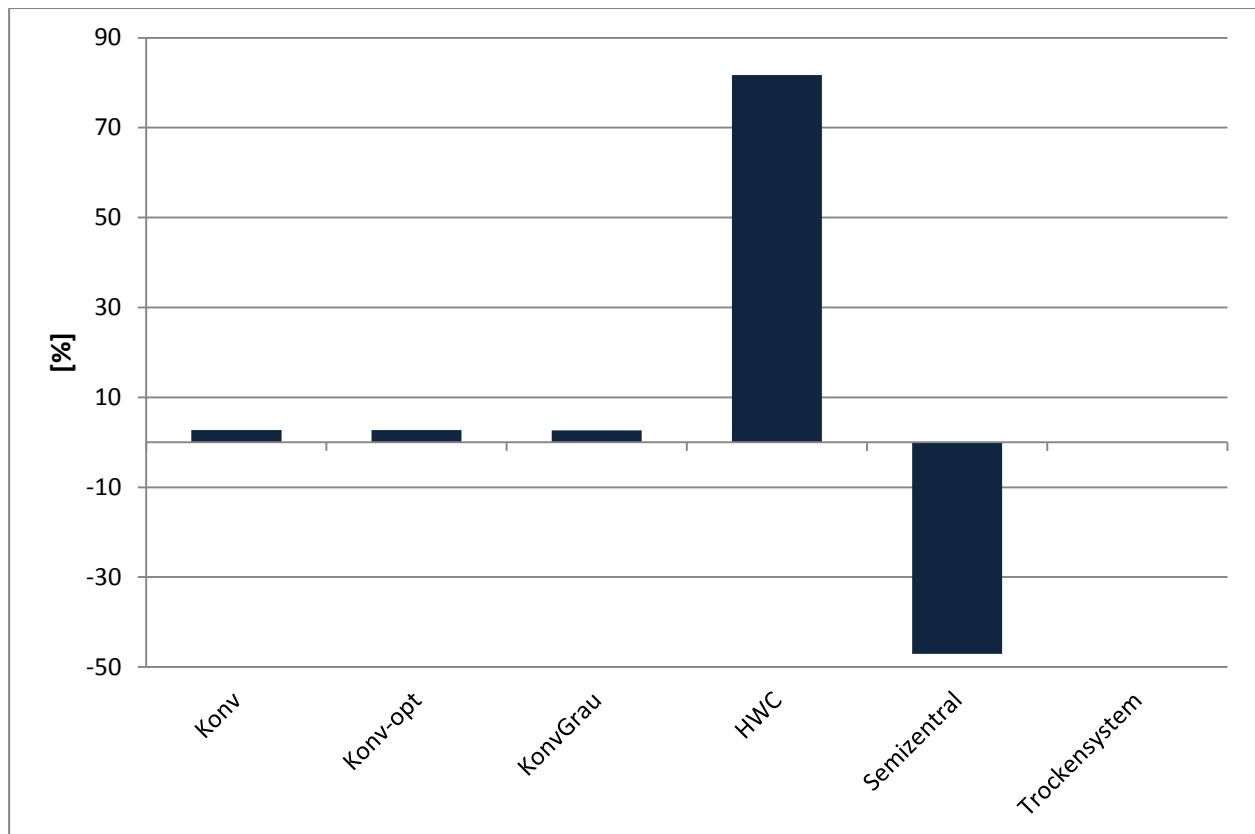


Abbildung 19: Wärmeüberschuss bzw. Wärmedefizit für die Klärschlamm- und Co-Substratbehandlung in den technischen Systemvarianten in Hamburg im Jahresdurchschnitt

Ähnlich wie bei der Stromproduktion sind Differenzen bei der Wärmeproduktion im Vergleich der einzelnen Systemvarianten auf Unterschiede bei eingesetzten Behandlungstechniken, Klärschlamm- und Co-Substratmengen sowie weiteren eingesetzten Parametern zurückzuführen.

6.2.10 Wärmerückgewinnung aus dem Ab-/Grauwasser

Zusätzlich zur Wärmeproduktion durch Vergärung bzw. Verbrennung von Klärschlämmen und Co-Substraten wird in drei der sechs betrachteten Systemvarianten Wärme aus dem Abwasserstrom zurückgewonnen. Diese Wärme kann für verschiedene Zwecke eingesetzt werden. Das theoretische Wärmenutzungspotenzial aus dem Ab- bzw. Grauwasser liegt bei einer Abwassertemperaturabkühlung/-senkung um 1 °C bzw. 1 K bei 1,55 kWh/m³ (DWA 2008a). Die theoretisch mögliche Wärmerückgewinnung aus dem Grauwasser liegt in den Systemen „KonvGrau“ und „Trockensystem“ bei rund 680 GWh/a bzw. rund 392 kWh/E*a. Durch die Wärmerückgewinnung aus dem Grauwasser wäre es theoretisch möglich 6% des Wärmebedarfs für Warmwasser und Heizung der Einwohner zu decken. Die Wärmerückgewinnung aus dem Abwasser im System „Konv-opt“ liegt bei rund 118 GWh/a bzw. rund 68 kWh/E*a und ermöglicht eine theoretische Deckung des Wärmebedarfs für Warmwasser und Heizung in Höhe von etwa 1%.

6.2.11 Zusammenfassung der Energiebilanzen

In Tabelle 17 werden die zentralen Ergebnisse der Energiebilanzen pro Einwohner für alle sechs betrachteten technischen Systemvarianten als Gesamtüberblick zusammengefasst. Die Ergebnisse wurden in den Kapiteln 6.2.1 - 6.2.10 diskutiert und werden hier nicht weiter ausgeführt.

Tabelle 17: Zentrale Ergebnisse der Energiebilanzen pro Einwohner – Tabellarische Zusammenstellung

Energie							
Einheit		Systemvarianten					
		Konv	Konv-opt	KonvGrau	HWC	Semizentral	Trockensystem
[kWh/E*a]	Strombedarf-TW-Bereitstellung	24	18	18	18	18	18
	Strombedarf - Abwasserableitung	3,4	2,5	0	0	0	0
	Strombedarf -SW-Ableitung	0	0	0,5	7	0,9	0
	Strombedarf -GW-Ableitung	0	0	1,5	1,5	1,1	1,5
	Strombedarf -RW-Behandlung	0	6	0	0	0	0
	Strombedarf-Abwasserbehandlung	34	25	0	0	0	0
	Strombedarf - Klärschlamm- und Co-Substratbehandlung/-verbrennung	22	19	3,2	0	16	12
	Strombedarf -SW-Behandlung	0	0	1	11	37	0
	Strombedarf -GW-Behandlung	0	0	71	71	23	31
	Strombedarf - Biogasaufbereitung	0,14	0,14	0,1	0	0	0
	Strombedarf - Aufbereitung der Co-Substrate	0,13	0,13	0,13	0,13	0,09	0
	Strombedarf - Wärmerückgewinnung	0	24	14	0	0	14
	Strombedarf -P-Rückgewinnung	0	3	0	0	0	0
	Strombedarf-Summe (gerundet)	83	99	109	108	97	77
	Stromproduktion	45	45	21	22	20	0
	Stromproduktion aus Biomethan	2	2	1	0	0	0
	Stromproduktion-Summe (gerundet)	47	47	22	22	20	0
	Wärmebedarf-Klärschlammbehandlung	53	53	29	20	59	0
	Wärmebedarf-Biogasaufbereitung	0,5	0,5	0,3	0	0	0
	Wärmebedarf-Summe (gerundet)	54	54	29	20	59	0
	Wärmeproduktion	55	55	29	37	31	0
	Wärmeproduktion aus Biomethan	4	4	2	0	0	0
	Wärmeproduktion-Summe (gerundet)	59	59	32	37	31	0
	Wärmerückgewinnung	0	68	392	0	0	392
	Transportenergie	0,6	0,6	0,6	0,6	0,2	4

6.3 Nährstoffmodellierung

Nachfolgend werden die zentralen Ergebnisse der Phosphor- und Stickstoffmodellierung (berechnet mit SIMBOX sowie Excel) für die Stadt Hamburg vorgestellt. Die vollständigen Nährstoffbilanzen bzw. Stoffstromanalysen sind dem Anhang 11.3 (Abbildung 48 - Abbildung 59) zu entnehmen.

6.3.1 Phosphormodellierung

Im von der zentralen Trinkwasserversorgung für die Verbraucher bereitgestellten Trinkwasser beträgt der Phosphorgehalt in der Systemvariante „Konv“ rund 3 t/a und in allen fünf alternativen Systemvarianten rund 2 t/a. Der Phosphorgehalt im Regenwasser (< 1 t/a) ist sehr gering. Auch aufgrund der niedrigen Phosphorkonzentration im Trinkwasser werden detaillierte Betrachtungen, wie zum Beispiel Phosphorverluste durch Exfiltration aus der Trinkwasserleitung, im Gegensatz zur Wasser- und Energiemodellierung, bei der folgenden Behandlung ausgeklammert.

Die Phosphorbilanzierung zeigt, dass bei den Systemvarianten „Konv“ und „Konv-opt“ mehr Phosphor (bei beiden Systemvarianten rund 180 t/a) in Gewässer eingeleitet wird als bei den anderen Systemvarianten. Bei „KonvGrau“ werden jährlich rund 60 Tonnen und bei „Semizentral“ rund 12 Tonnen Phosphor in die Gewässer eingeleitet. Bei „HWC“ und „Trockensystem“ findet keine Einleitung statt (siehe Kapitel 5.4.2).

Der Phosphorgehalt im überschüssigen Brauchwasser, das vorzugsweise versickert bzw. für andere Zwecke genutzt wird (siehe Kapitel 5.4.2) liegt in „HWC“ mit rund 50 t/a am höchsten, gefolgt von „Trockensystem“ mit rund 41 t/a, „KonvGrau“ mit rund 37 t/a und „Semizentral“ mit rund 8 t/a.

Die Reststoffe enthalten in „Trockensystem“ 1.330 t/a Phosphor und in „Konv“ 1.047 t/a. Es folgen „HWC“ mit 1.042 t/a, „Semizentral“ mit 918 t/a, „KonvGrau“ mit 761 t/a und „Konv-opt“ mit 524 t/a, wobei in „Konv-opt“ durch die Phosphorrückgewinnung (siehe 5.4.2) zusätzlich 524 t/a Phosphor aus dem Schlammwasser zurückgewonnen werden.

Wie bereits in Kapitel 5.5.4 beschrieben, bestehen die Parameterwerte in der Nährstoffmodellierung für das häusliche Abwasser aus der bestehenden kommunalen Datenlage. Jene Parameterwerte für die alternativen Systeme entstammen aus Pilotprojekten auf Haus-/Blockebene, Anlagenauslegungen und Planungen. Durch den differenzierten Bezugsrahmen entstehen beim Vergleich der technischen Systemvarianten Unterschiede in den Bilanzen. Zum Beispiel sind Phosphoreinträge aus Kleingewerbe in den Grau- und Schwarzwasserdaten aus reinen Wohngebäuden im Gegensatz zum Schmutzwasser nicht berücksichtigt.

Als weitere Gründe für die unterschiedlichen Bilanzen können die unterschiedlichen Behandlungstechniken genannt werden. So findet zum Beispiel bei „HWC“ keine Schwarzwassereinleitung statt, weil die flüssige Phase aus der Schwarzwasserbehandlung zusammen mit dem Brauchwasserüberschuss aus der Grauwasserbehandlung versickert wird. Allerdings gibt es bei

dieser Systemvariante eine Erhöhung der Phosphorfrachten im überschüssigen Brauchwasser. Auch der Phosphorgehalt in den Reststoffen von „Trockensystem“ ist im Vergleich zu „Konv“ höher, hauptsächlich weil hier keine Einleitung in die Gewässer stattfindet und der Phosphor vollständig in den Reststoffen wiederzufinden ist. Hinzu kommen, wie oben bereits angedeutet, die verschiedenen Abwasserteilstrommengen mit unterschiedlichen Parameterwerten (schwach und stark belastetes Grauwasser usw.). Ebenso gibt es Differenzen im Phosphorgehalt der eingesetzten Co-Substrate, resultierend aus variierenden Mengen und Eigenschaften.

Abbildung 20 gibt einen Überblick über die zentralen Ergebnisse bzw. Outputs der Phosphormodellierung/-bilanzierung für die verschiedenen technischen Systemvarianten in Hamburg. Die Bilanzen zu Trink- und Regenwasser spielen dabei wie bereits erwähnt keine Rolle.

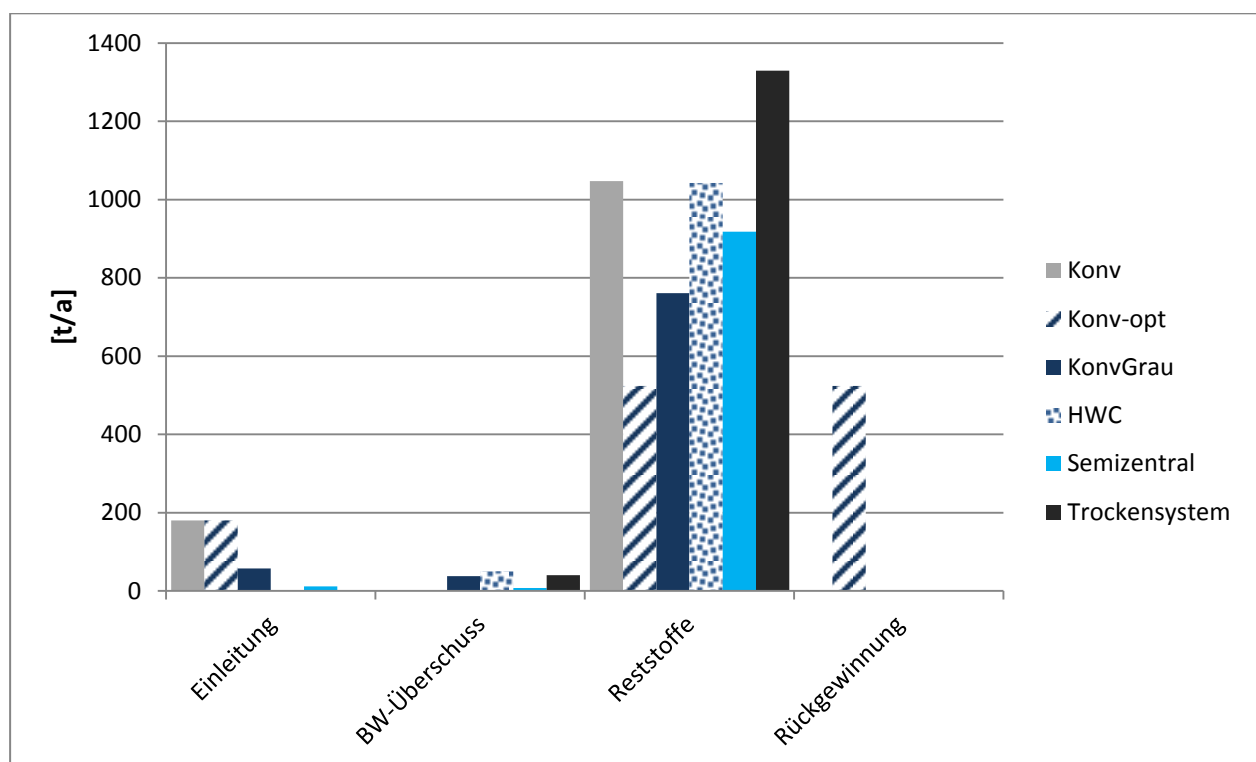


Abbildung 20: Phosphoroutputs für die technischen Systemvarianten in Hamburg

In Tabelle 18 werden die zentralen Ergebnisse der Phosphoroutputs pro Einwohner zusammengefasst.

Tabelle 18: Zentrale Ergebnisse der Phosphoroutputs pro Einwohner – Tabellarische Zusammenstellung

Phosphor							
Einheit		Systemvarianten					
		Konv	Konv-opt	KonvGrau	HWC	Semizentral	Trockensystem
[g/E*d]	P-Einleitung	0,28	0,28	0,09	0	0,02	0
	P-BW-Überschuss	0	0	0,06	0,08	0,01	0,06
	P-Reststoffe	1,65	0,82	1,2	1,64	1,45	2,1

6.3.2 Stickstoffmodellierung

Im für die Verbraucher bereitgestellten Trinkwasser beträgt der Stickstoffgehalt im Referenzsystem „Konv“ rund 38 t/a und in allen fünf alternativen Systemvarianten rund 29 t/a. Aufgrund der vergleichsweise geringen Stickstofffrachten in Trink- und Regenwasser (35 t/a) wird nicht näher auf die weiteren Details dieser Flüsse eingegangen.

Ähnlich der Phosphorbilanzierung zeigt die Modellierung der Stickstoffströme, dass bei den Systemvarianten „Konv“ und „Konv-opt“ mehr Stickstoff (bei beiden Systemvarianten 1.323 t/a) in die Gewässer eingeleitet wird als bei den anderen Systemvarianten. Bei „KonvGrau“ werden rund 766 t/a und bei „Semizentral“ rund 493 t/a Stickstoff in die Gewässer eingeleitet. Bei „HWC“ und „Trockensystem“ findet keine Stickstoffeinleitung statt.

Der Stickstoffgehalt im überschüssigen Brauchwasser liegt in „Trockensystem“ mit rund 290 t/a am höchsten, gefolgt von „HWC“ mit 274 t/a, „KonvGrau“ mit 268 t/a und „Semizentral“ mit rund 35 t/a.

Die Reststoffe enthalten in „Trockensystem“ 4.351 t/a Stickstoff, gefolgt von „HWC“ mit 1.041 t/a und „Semizentral“ mit 378 t/a. Bei den Systemvarianten „Konv“, „Konv-opt“ und „KonvGrau“ ist aufgrund der Verbrennung der Gärreste in den Reststoffen kein Stickstoff enthalten. Die Stickstoffverluste bei der Abwasserbehandlung in Form von gasförmigen Emissionen liegen in „Konv“ und „Konv-opt“ mit 6.350 t/a am höchsten, gefolgt von „Trockensystem“ mit 4.351 t/a, „HWC“ mit 5.898 t/a, „Semizentral“ mit 5.354 t/a und „KonvGrau“ mit 4.019 t/a.

Analog zur Phosphorbilanzierung entstehen beim Vergleich der technischen Systemvarianten unterschiedliche Stickstoffbilanzen aufgrund des differenzierten Bezugsrahmens, der unterschiedlichen Behandlungswege und der Abwasserteilstrommengen mit verschiedenen Parameterwerten, ebenso wie aufgrund von variierenden Mengen und Zusammensetzungen der eingesetzten Co-Substrate.

Abbildung 21 stellt die zentralen Ergebnisse bzw. Outputs der Stickstoffmodellierung/-bilanzierung für die verschiedenen technischen Systemvarianten in Hamburg dar. Analog zum Phosphor wurden die Bilanzen zu Trink- und Regenwasser aufgrund deren geringen Einfluss vernachlässigt.

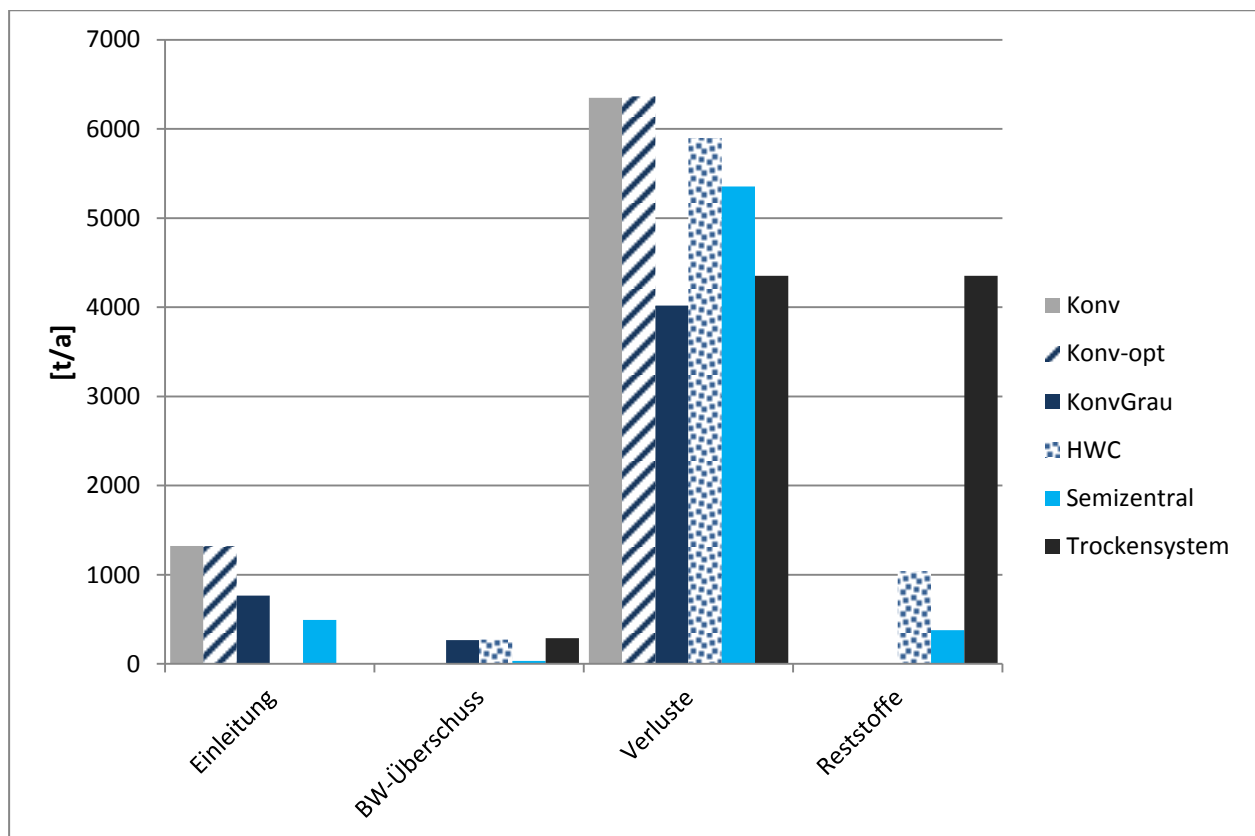


Abbildung 21: Stickstoffoutputs für die technischen Systemvarianten in Hamburg

In Tabelle 19 werden die zentralen Ergebnisse der Stickstoffoutputs pro Einwohner zusammengefasst.

Tabelle 19: Zentrale Ergebnisse der Stickstoffoutputs pro Einwohner – Tabellarische Zusammenstellung

Stickstoff							
Einheit		Systemvarianten					
		Konv	Konv-opt	KonvGrau	HWC	Semizentral	Trockensystem
[g/E*d]	N-Einleitung	2,09	2,09	1,2	0	0,77	0
	N-BW-Überschuss	0	0	0,42	0,43	0,05	0,45
	N-Verluste	10,03	10,03	6,34	9,31	8,45	6,87
	N-Reststoffe	0	0	0	1,64	0,59	6,87

6.4 Bioabfallbehandlung

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Energie- und Nährstoffmodellierung für die Bioabfallbehandlung in Hamburg dargestellt. Wie bereits in Kapitel 5.4.1 diskutiert, wurde die Wassermmodellierung bezüglich der Bioabfallbehandlung nicht berücksichtigt.

In Hamburg fallen rund 21 kg/E*a (Kern et al. 2012) bzw. rund 36.000 t/a Bioabfälle an. Durch die Vergärung der Bioabfälle in der zentralen Bioabfallbehandlungsanlage (siehe Kapitel 5.4.2) entsteht Faul-/Biogas mit einem Energiegehalt von rund 28 GWh/a. Das aufbereitete Biogas bzw. das Biomethan

mit einem Energiegehalt von rund 43 GWh/a wird zu 100% in das öffentliche Erdgasnetz eingespeist. Da die tatsächliche Nutzung des Biomethans nach der Netzeinspeisung nicht mehr nachvollziehbar ist, wird die Verstromung in einem Blockheizkraftwerk mit einem elektrischen Wirkungsgrad von 40% und einem thermischen Wirkungsgrad von 50% angesetzt, woraus rund 17 GWh/a Strom und 22 GWh/a Wärme produziert werden können.

Der Strombedarf für den Vergärungsprozess und den anschließenden Kompostierungsprozess beträgt insgesamt rund 4,55 GWh/a (2,55 GWh/a davon für die Vergärung und 2 GWh/a davon für die Kompostierung). Der Wärmebedarf für die Vergärung der Bioabfälle liegt bei 3,28 GWh/a während für die Kompostierung keine Wärme eingesetzt wird. Für die Umwandlung des Biogases zu Biomethan werden 0,44 GWh/a Strom und 1,55 GWh/a Wärme benötigt. Bei einem Dieserverbrauch von 15 kWh/t (Lampert et al. 2011) werden zusätzlich 0,55 GWh/a Energie für den Kompostierungsprozess aufgewendet. Nach der Kompostierung der Gärreste stehen rund 18.000 Tonnen Kompost zur Nutzung in der Landwirtschaft zur Verfügung.

Bei der Betrachtung der Strom- und Wärmebilanzen (Produktion abzüglich Bedarf) wird deutlich, dass insgesamt rund 12 GWh/a Strom und rund 17 GWh/a Wärme als Überschuss zur Verfügung stehen. Folglich ist sowohl für Strom als auch für Wärme eine positive Bilanz festzustellen, so dass Energie für die Drittnutzung zur Verfügung steht und Einnahmen generiert werden können.

Abbildung 22 gibt einen Überblick über die Strom- und Wärmebilanzen für die Bioabfallbehandlung in Hamburg.

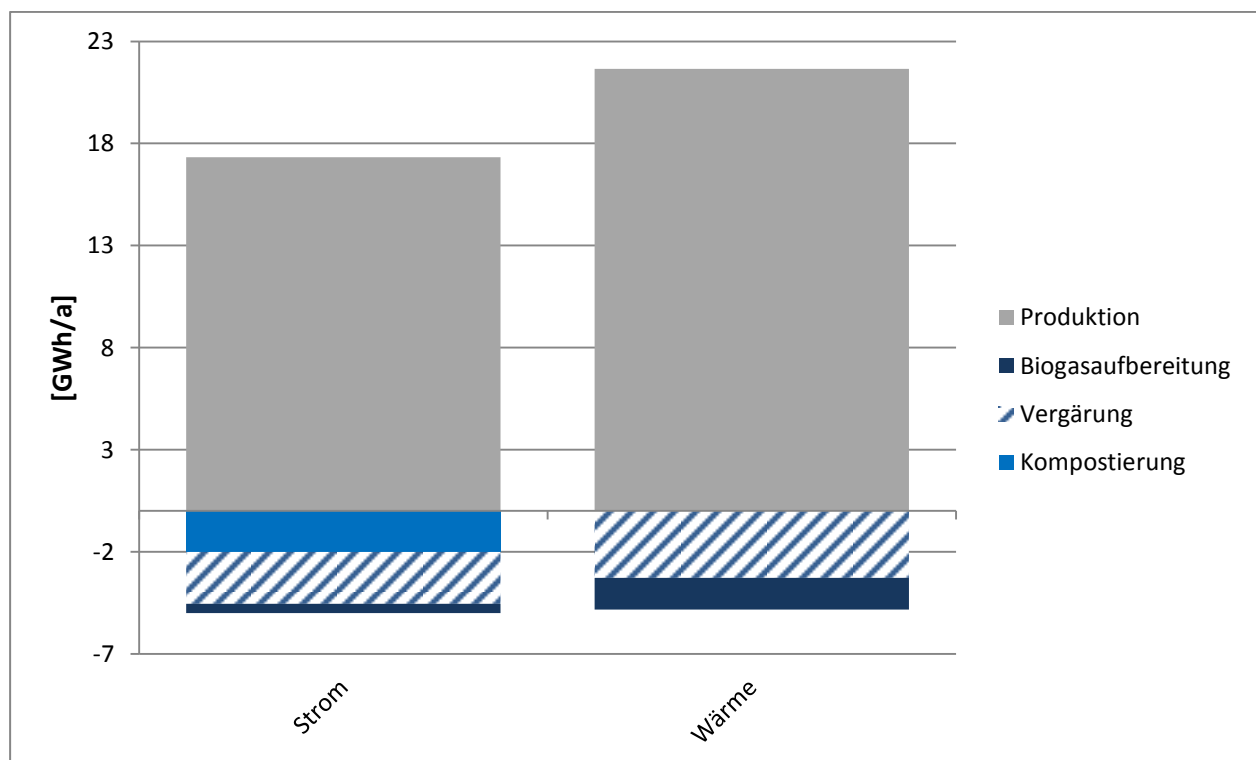


Abbildung 22: Strom- und Wärmebilanzen für die Bioabfallbehandlung in Hamburg

In den Bioabfällen sind rund 44 t/a Phosphor und rund 262 t/a Stickstoff enthalten. Rund 38 t/a Phosphor und rund 148 t/a Stickstoff sind nach der Behandlung im Kompost enthalten. Die restlichen 6 t/a Phosphor und 114 t/a Stickstoff können als „Behandlungsverluste“ bezeichnet werden.

6.5 Sensitivitätsanalysen

Im Folgenden wird für die Stadt Hamburg aufgezeigt, welchen Einfluss einige Schlüsselparameter (sensitive Parameter) auf bestimmte Variablen haben bzw. wie Variablenwerte auf veränderte Parameterwerte reagieren. Dabei wurden als zwei Beispiele die Variablen Trinkwasserbereitstellung und Wärmerückgewinnung ausgewählt. Der exemplarische Charakter des Beispiels Trinkwasserbereitstellung für die Sensitivitätsanalysen ergibt sich aufgrund der sich verändernden Trinkwasserbedarfe und der Unsicherheiten, die bezüglich der Trinkwasserverbrauchsmuster in Haushalten (TZW 2015) bestehen. Das Beispiel zur Wärmerückgewinnung wurde eingeführt, weil bezüglich dieser Variable große Unsicherheiten bestehen (siehe Kapitel 5.5.4). Die sensitiven Parameter in der Stoffstrommodellierung wurden bereits in Kapitel 5.5.7 in tabellarischer Form vorgestellt und werden hier nicht behandelt.

Beispiel 1: Reduzierung des Trinkwasserbedarfs

Reduzierung des TW-Bedarfs beim Referenzsystem „Konv“

Der TW-Bedarf für das Referenzsystem „Konv“ liegt bei rund 92 Mio. m³/a (siehe auch Kapitel 6.1). Bei einer Reduzierung des TW-Bedarfs für Baden, Duschen und Körperpflege (44 l/E*d) sowie zur Toilettenspülung (33 l/E*d) um 20% (der TW-Bedarf für weitere Nutzungszwecke bleibt unverändert), würde der TW-Bedarf bei rund 82 Mio. m³/a liegen. Dadurch könnte eine TW-Einsparung von rund 11%, eine Energieeinsparung von rund 11% bei der TW-Bereitstellung (von rund 42 GWh/a auf etwa 37 GWh/a) sowie eine Energieeinsparung von rund 9% bei der Abwasserbehandlung (von rund 58 GWh/a auf etwa 53 GWh/a) erzielt werden. Durch den Einsatz von Wasserspartoiletten in Kombination mit anderen Wassersparmaßnahmen und einer Veränderung der Nutzungsgewohnheiten beim Wasserverbrauch (wie z.B. kürzere Duschzeiten) wäre solch eine TW-Einsparung möglich. (Kenway et al. 2013) zeigten beispielsweise in ihrer Studie, dass eine Reduktion des TW-Bedarfs für Baden, Duschen und Körperpflege auf 23,2 l/E*d sowie 11 l/E*d für die Toilettenspülung machbar bzw. möglich ist.

Reduzierung des TW-Bedarfs bei den fünf alternativen technischen Systemvarianten

Der TW-Bedarf bei allen betrachteten alternativen Systemvarianten liegt bei rund 70 Mio. m³/a (siehe auch Kapitel 6.1). Bei einer Reduzierung des TW-Bedarfs für Baden, Duschen und Körperpflege (44 l/E*d) um 20% (der TW-Bedarf für weitere Nutzungszwecke bleibt unverändert und für die Toilettenspülung

wird Brauchwasser eingesetzt), würde der TW-Bedarf bei rund 64 Mio. m³/a liegen. Dadurch könnte eine TW-Einsparung von rund 8% und eine Energieeinsparung von rund 8% bei der TW-Bereitstellung (von rund 32 GWh/a auf rund 29 GWh/a) erzielt werden. Darüber hinaus könnte beispielsweise für die GW-Behandlung bei der Systemvariante „Semizentral“ eine Energieeinsparung von rund 12% und bei den Systemvarianten „HWC“, „KonvGrau“ und „Trockensystem“ von rund 9% erzielt werden.

Sowohl beim Referenzsystem „Konv“ als auch bei den alternativen technischen Systemvarianten wurde in der Sensitivitätsanalyse von einer konservativen Variablenänderung bzw. Reduzierung des TW-Bedarfs (20%) ausgegangen. (Kenway et al. 2013) schlagen etwa hier eine Reduzierung des TW-Bedarfs um ca. 45% vor.

Beispiel 2: Wärmerückgewinnung aus Ab-/Grauwasser

Wärmerückgewinnung aus Abwasser bei der Systemvariante „Konv-opt“

Die Wärmerückgewinnung aus dem Abwasser beträgt in der technischen Systemvariante „Konv-opt“ rund 118 GWh/a (siehe auch Kapitel 6.2.10). Bei einem Anstieg der WRG-Verluste von derzeit 30% auf 50% aufgrund ungünstiger Gegebenheiten (siehe Kapitel 5.5.4), würde die Wärmerückgewinnung nur noch ca. 84 GWh/a betragen. D.h., dass die Erhöhung der WRG-Verluste eine Reduktion der Wärmerückgewinnung aus dem Abwasser um 29% bedeuten würde.

Wärmerückgewinnung aus Grauwasser bei den Systemvarianten „KonvGrau“ und „Trockensystem“

Die Wärmerückgewinnung aus dem Grauwasser beträgt in den technischen Systemvarianten „KonvGrau“ und „Trockensystem“ rund 680 GWh/a (siehe auch Kapitel 6.2.10). Hier würde die Wärmerückgewinnung bei einem Anstieg der WRG-Verluste von derzeit 30% auf 50% nur noch ca. 486 GWh/a betragen, was eine Reduktion der Wärmerückgewinnung um 29% bedeuten würde.

Abhängig von den örtlichen Gegebenheiten bzw. Rahmenbedingungen, können die Verluste bei der Wärmerückgewinnung niedriger aber auch viel höher liegen. Es ist folglich für jeden Einzelfall eine Überprüfung notwendig.

6.6 Monte-Carlo-Analysen

In diesem Kapitel werden die möglichen Verteilungen der Monte-Carlo-Simulationsergebnisse mit einem Sample von 100.000 Wiederholungen auf Basis der vorhandenen Kenntnisse über die Parameter (siehe Kapitel 11.1) anhand von zwei Beispielen für die Stadt Hamburg dargestellt.

Beispiel 1: Monte-Carlo-Simulation für die Wassermodellierung

Die Monte-Carlo-Simulation hat für die Variable TW-Bereitstellung im Referenzsystem „Konv“ einen Median bzw. 50% Perzentil von 91 Mio. m³/a ergeben. 90% der zufällig berechneten Simulationsergebnisse liegen dabei zwischen 76 Mio. m³/a (5% Perzentil) und 110 Mio. m³/a (95% Perzentil). Bei den fünf alternativen technischen Systemvarianten liegt der Median der Monte-Carlo-Simulation für die Variable TW-Bereitstellung bei 69 Mio. m³/a. 90% der Simulationsergebnisse liegen dabei zwischen 56 Mio. m³/a (5% Perzentil) und 86 Mio. m³/a (95% Perzentil).

Es wird deutlich, dass die Medianwerte sowohl im Referenzsystem als auch bei den alternativen Systemen etwas unter den berechneten Werten bzw. Mittelwerten (dargestellt in Kapitel 6.1) liegen.

In „KonvGrau“ liegt der Median der Monte-Carlo-Simulation für den Brauchwasserüberschuss bei 41 Mio. m³/a. 90% der Simulationsergebnisse liegen dabei zwischen 25 Mio. m³/a und 59 Mio. m³/a. Für „HWC“ und „Trockensystem“ beträgt der Median für den Brauchwasserüberschuss 62 Mio. m³/a. Hier liegen 90% der Simulationsergebnisse zwischen 49 Mio. m³/a und 78 Mio. m³/a. In „Semizentral“ liegt der Median für den Brauchwasserüberschuss bei 24 Mio. m³/a und 90% der Simulationsergebnisse liegen dabei zwischen 9 Mio. m³/a und 39 Mio. m³/a.

Hier liegen die Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulation und jene aus Kapitel 6.1 sehr nah bei einander. Abbildung 23 stellt die Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulation für die Wassermodellierung dar.

Beispiel 2: Monte-Carlo-Simulation für die Energiemodellierung

Die Monte-Carlo-Simulation ergibt für die Variable Strombilanz im Referenzsystem „Konv“ einen Median bzw. 50%-Perzentil von -55 GWh/a. 90% der Simulationsergebnisse liegen dabei zwischen -95 GWh/a (5% Perzentil) und -11 GWh/a (95% Perzentil). In „Konv-opt“ liegt der Median bei -79 GWh/a, das 5% Perzentil bei -120 GWh/a und das 95% Perzentil bei -35 GWh/a. Bei „KonvGrau“ beträgt der Median -139 GWh/a und 90% der Simulationsergebnisse liegen zwischen -207 GWh/a und -90 GWh/a. Bei „HWC“ ist ein Median von -143 GWh/a festzustellen. Hier liegt das 5% Perzentil bei -208 GWh/a und das 95% Perzentil bei -94 GWh/a. „Semizentral“ hat einen Medianwert von -134 GWh/a. 90% der Simulationsergebnisse liegen hier zwischen -182 GWh/a und -95 GWh/a. Bei „Trockensystem“ beträgt der Median -128 GWh/a, das 5% Perzentil -168 GWh/a und das 95% Perzentil bei -98 GWh/a.

Für alle Strombilanzen lässt sich feststellen, dass die Medianwerte bzw. die Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulationen deutlich unter den berechneten Mittelwerten liegen. Abbildung 24 stellt die Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulation für die Strombilanzen in Hamburg dar.

Bei der Betrachtung der Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulation für die zwei dargestellten Beispiele lässt sich für die meisten Fälle feststellen, dass die Minimum- und Maximumwerte weit auseinander liegen. Um die Spanne zu reduzieren und verlässlichere Ergebnisse zu erzielen, sind genauere Kenntnisse über die Parameterwerte notwendig. Diese könnten zum Beispiel mittels experimenteller Messreihen ermittelt werden und durch einen verstärkten Einsatz von Messwerten im Vergleich zu Literaturangaben oder Annahmen erzielt werden. Durch ein Parameterranking könnte etwa aufgezeigt werden, welche Werte der sensitiven Parameter (siehe auch Tabelle 7) genauer bekannt sein müssten, damit die zentralen Variablen genauer berechnet werden können.

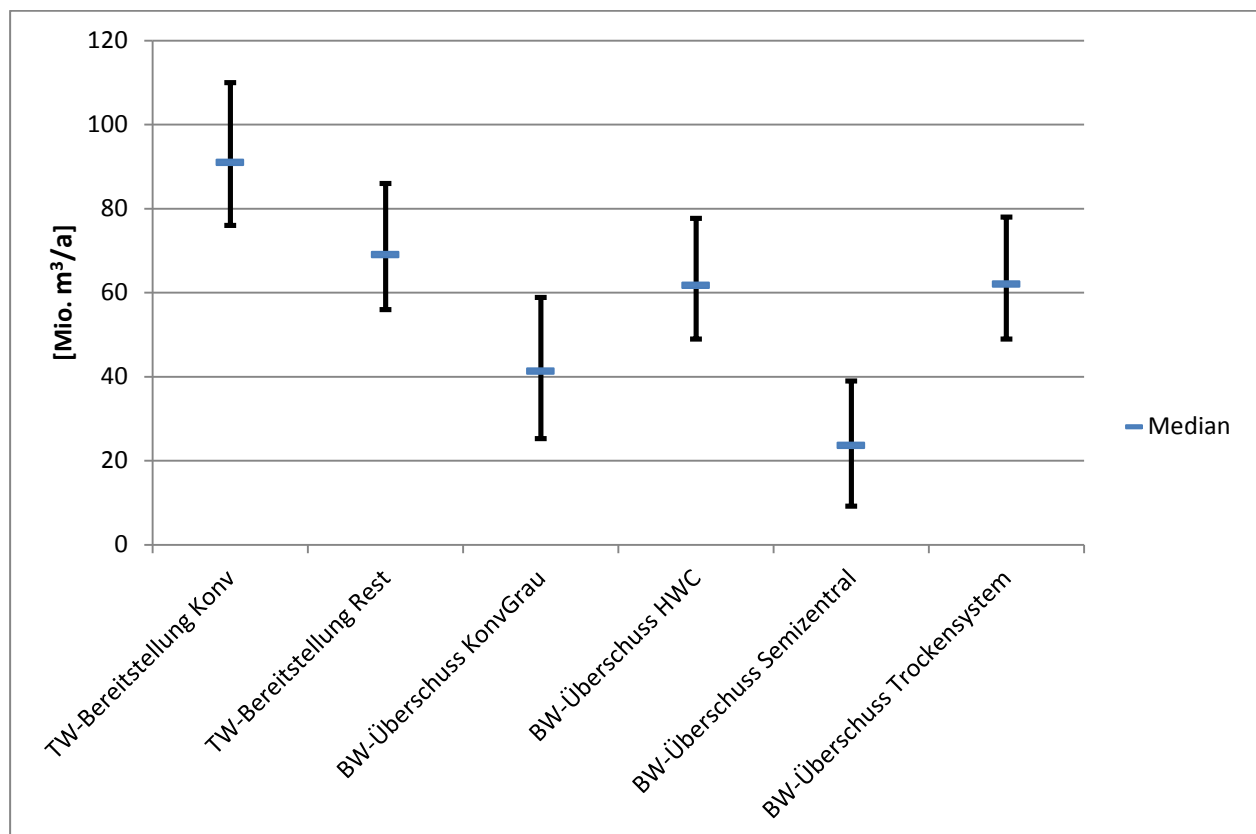


Abbildung 23: Monte-Carlo-Simulation für die TW-Bereitstellung und den BW-Überschuss in Hamburg

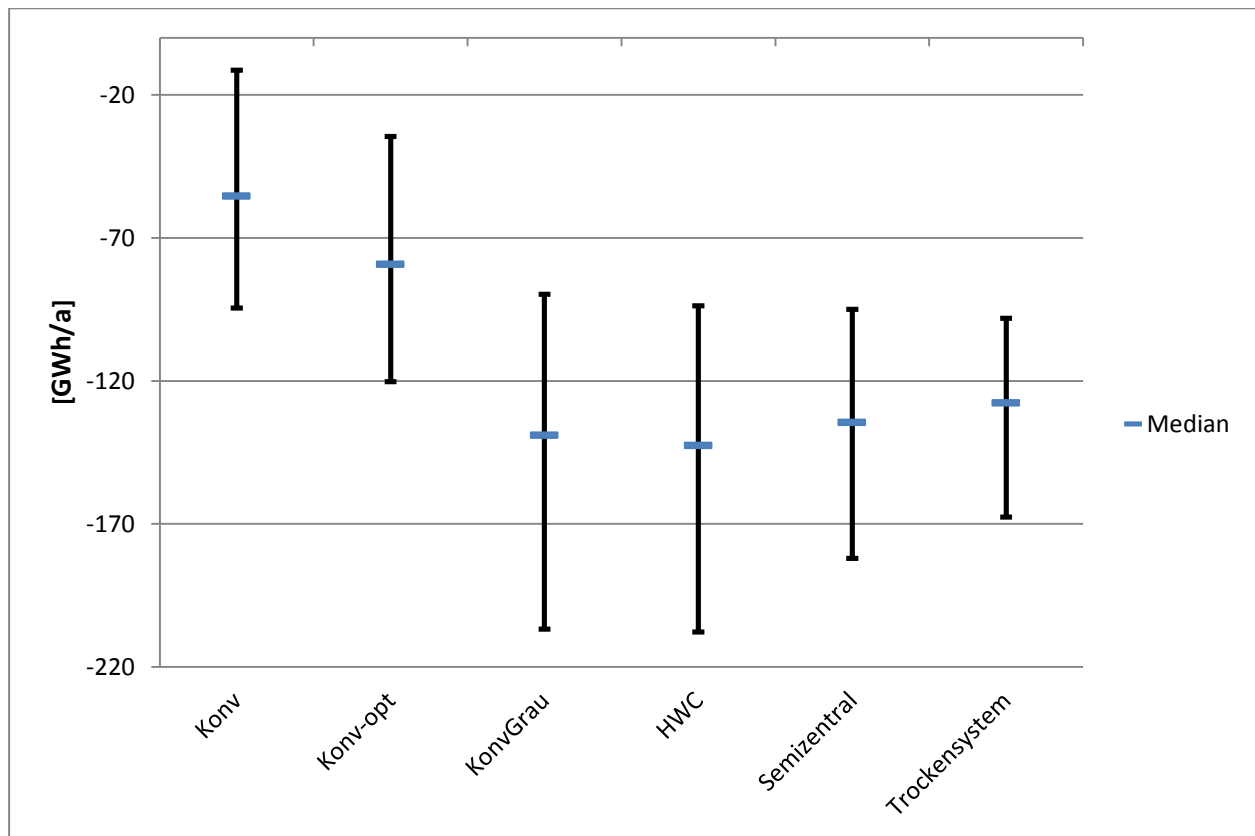


Abbildung 24: Monte-Carlo-Simulation für die Strombilanz in Hamburg

6.7 Nutzwertanalyse

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der verschiedenen Bewertungen für die Stadt Hamburg vorgestellt, ohne auf die Vorgehensweise zur Durchführung der Nutzwertanalysen einzugehen. Diese wurde bereits in Kapitel 5.6 ausführlich behandelt und wird hier nicht weiter ausgeführt.

Tabelle 20 stellt die Bewertungsergebnisse⁶⁴ (mit Gleichgewichtung der Bewertungskategorien) der sechs betrachteten technischen Systemvarianten innerhalb der drei Bewertungskategorien „Ökologie“, „Technik“ und „Soziokulturelles“ sowie als Gesamtbewertung dar. Dabei ist die nachhaltigste technische Systemvariante grün und die nicht-nachhaltigste rot markiert. Die beste technische Systemvariante innerhalb der drei Bewertungskategorien ist blau und die schlechteste gelb markiert. Bei dieser Bewertung schneidet in der Bewertungskategorie „Ökologie“ „Trockensystem“ als beste technische Systemvariante und das Referenzsystem „Konv“ als schlechteste technische Systemvariante ab. Gründe dafür, dass das konventionelle System schlechter als die anderen Systemvarianten abschneidet, sind bereits in den Kapiteln 6.1, 6.2 und 6.3 bei der Darstellung der Modellierungsergebnisse für Hamburg ausführlich diskutiert. Hauptsächlich sind dabei der höhere Trinkwasserbedarf, die schlechteren Wärmebilanzen im Vergleich zu den alternativen Systemen mit einer Wärmerückgewinnung und die höheren Nährstoffeinträge in Gewässer von Relevanz. Außerdem wird bei dieser Systemvariante kein Phosphor zurückgewonnen bzw. der Phosphor in den Reststoffen kann nicht in der Landwirtschaft eingesetzt werden. Lediglich beim Bewertungskriterium „Strombilanz“ steht das Referenzsystem im Vergleich zu den alternativen Systemvarianten besser da. In der Bewertungskategorie „Technik“ stehen „Semizentral“ an erster und „HWC“ an letzter Stelle. Die beste technische Systemvariante in der Bewertungskategorie „Soziokulturelles“ ist „Semizentral“ und die schlechteste technische Systemvariante „Trockensystem“. In der Gesamtbewertung steht bei der Gleichgewichtung der Bewertungskategorien „Semizentral“ an erster, „Konv“ an vorletzter und „HWC“ an letzter Stelle.

⁶⁴ Bei den dargestellten Ergebnissen sind die Werte auf zwei Dezimalstellen gerundet.

Tabelle 20: Nutzwertanalyse mit Gleichgewichtung der Bewertungskategorien für Hamburg

Bewertungskategorien/-kriterien	Gewichtung	Konv		Konv-opt		KonvGrau		HWC*		Semizentral*		Trockensystem	
<u>Ökologie</u>	Gewichtung	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert
Trinkwasserbedarf	6.67	1	6.67	5	33.33	5	33.33	5	33.33	5	33.33	5	33.33
Strombilanz (Produktion - Bedarf)	6.67	5	33.33	4	26.67	1	6.67	1	6.67	2	13.33	2	13.33
Wärmebilanz (Produktion - Bedarf)	6.67	2	13.33	2	13.33	5	33.33	2	13.33	1	6.67	5	33.33
Gewässerschutz (Reduzierung des Eintrags von N und P)	6.67	1	6.67	1	6.67	3	20.00	5	33.33	4	26.67	5	33.33
Phosphorrückgewinnung	6.67	1	6.67	2	13.33	1	6.67	4	26.67	4	26.67	5	33.33
Summe (Ökologie)	33.33	10	66.67	14	93.33	15	100.00	17	113.33	16	106.67	22	146.67
<u>Technik</u>	Gewichtung	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert
Betriebssicherheit/Robustheit	11.11	5	55.56	4	44.44	4	44.44	1	11.11	4	44.44	2	22.22
Anpassungsfähigkeit (Skalierbarkeit/Erweiterbarkeit/Flexibilität), Integrierbarkeit mit anderen/bestehenden Infrastruktursystemen (z.B. Bioabfallbehandlung)	11.11	1	11.11	1	11.11	2	22.22	5	55.56	5	55.56	5	55.56
Monitoring-Aufwand	11.11	5	55.56	5	55.56	4	44.44	1	11.11	3	33.33	4	44.44
Summe (Technik)	33.33	11	122.22	10	111.11	10	111.11	7	77.78	12	133.33	11	122.22
<u>Soziokulturelles</u>	Gewichtung	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert
Bedienungskomfort/Alltagstauglichkeit	4.76	5	23.81	5	23.81	5	23.81	3	14.29	5	23.81	1	4.76
Adaptionsfähigkeit/ Bereitschaft (Akzeptanz) zur Verhaltensänderung	4.76	5	23.81	5	23.81	5	23.81	3	14.29	5	23.81	1	4.76
Systemkonformes Verhalten (Verantwortung der Nutzer / kein Missbrauch)	4.76	5	23.81	5	23.81	5	23.81	1	4.76	5	23.81	2	9.52
Schaffung von Umweltbewusstsein	4.76	1	4.76	2	9.52	2	9.52	4	19.05	2	9.52	5	23.81
Lärmbelästigung	4.76	5	23.81	5	23.81	5	23.81	1	4.76	5	23.81	5	23.81
Geruchsbelästigung	4.76	5	23.81	5	23.81	5	23.81	5	23.81	5	23.81	1	4.76
Internationale Wettbewerbsfähigkeit (Exportpotenzial/Schaffung von Arbeitsplätzen)	4.76	1	4.76	2	9.52	3	14.29	5	23.81	5	23.81	2	9.52
Summe (Soziokulturelles)	33.33	27	128.57	29	138.10	30	142.86	22	104.76	32	152.38	17	80.95
Gesamtsumme	100.00	48	317.46	53	342.54	55	353.97	46	295.87	60	392.38	50	349.84

*Die eingesetzten Co-Substratmengen in diesen Systemvarianten unterscheiden sich von den Co-Substratmengen in den Umsetzungsprojekten (siehe Kapitel 5.5.4).

Nachhaltigste Systemvariante in der Gesamtbewertung	Beste Systemvariante innerhalb der Bewertungskategorien
Nicht-nachhaltigste Systemvariante in der Gesamtbewertung	Schlechteste Systemvariante innerhalb der Bewertungskategorien

Im Folgenden werden einige Grundüberlegungen für die Bewertung der qualitativen Bewertungskriterien, aufgeteilt nach verschiedenen Kriterien, vorgestellt. Darauf aufbauend sind die Bewertungsergebnisse entstanden. Die Vorgehensweise bei der Bestimmung der Zielerträge (qualitativ und quantitativ) und der Bewertung der einzelnen Zielkriterien anhand von Nutzwerten sind in den Kapitel 5.6.4, 5.6.5 sowie 11.6 beschrieben. Die Grundüberlegungen gelten sowohl für Hamburg als auch für Qingdao. Als Bewertungsbasis für Qingdao dienten intensive Gespräche mit der Qingdao Water Group sowie eigene, in einem mehrwöchigen Aufenthalt in Qingdao gewonnene, Erkenntnisse. Es wurde geschlussfolgert, dass bezüglich der ausgewählten Bewertungskriterien innerhalb der Bewertungskategorien „Technik“ und „Soziokulturelles“ keine signifikanten Unterschiede zwischen den Städten existieren und diese Kriterien für beide Städte gleich behandelt werden können.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit konnte keine systematische Expertenbefragung in einem professionellen Rahmen realisiert werden. Jedoch wurden intensive Diskussionen im Rahmen einer Vielzahl von Anlässen (Workshops, Seminare, Projekttreffen, Einzelgespräche/Telefonate usw.) mit einschlägigen Experten geführt. Die Diskussionsergebnisse flossen bei der qualitativen Bewertung ein, um die möglichst realistische und fundierte Grundlage der Nutzwertanalyse sicherzustellen sowie deren Aussagekraft zu erhöhen.

Bewertungskategorie Technik

Betriebssicherheit/Robustheit

Das Referenzsystem schneidet in diesem Bewertungskriterium aufgrund der langjährigen Erfahrungen im Betrieb und dem verfügbaren Know-How am besten ab. Grundsätzlich kann die Betriebssicherheit von alternativen Systemen aufgrund fehlender langfristiger Betriebserfahrungen unter alltäglichen Betriebsbedingungen schwer eingeschätzt werden (QWG 2015; DWA 2008b). Die alternativen technischen Systemvarianten sind durch die Stoffstromtrennung sowie der entsprechend erhöhten Komplexität (mehr Leitungen, Anschlüsse usw.) tendenziell anfälliger für Störungen und Fehler (DWA 2008b). Außerdem spielen Aspekte wie Fehlertoleranz, Redundanz oder Anzahl der Funktionseinheiten für die Betriebssicherheit und Stabilität eine große Rolle (DWA 2008b). Diese sind beim Referenzsystem aufgrund der Größe der Anlagen sowie bestehenden Erfahrungen mehr vorhanden als bei alternativen Systemen.

Die Systemvarianten „Konv-opt“, „KonvGrau“ und „Semizentral“ stehen aufgrund dessen an zweiter Stelle, dass bereits Pilotprojekte umgesetzt wurden und das technische Verständnis bereits fortgeschritten ist (relativ viel Erfahrung mit den Behandlungstechniken). Es folgen das „Trockensystem“, das vergleichsweise sehr einfach funktioniert (Low-Tech) und der, aufgrund der Vakuumableitung, komplexe „HWC“ (bei „HWC“ könnte zum Beispiel eine Verstopfung schnell zum Ausfall des Gesamtsystems führen). Zur Vakuumableitung von Schwarzwasser aus dem Haushaltsbereich

gibt es bislang keine großtechnischen Erfahrungen, weshalb zur Betriebssicherheit dieses System, im Vergleich zu den anderen Varianten keine sicheren Aussagen getroffen werden können.

Anpassungsfähigkeit (Skalierbarkeit/Erweiterbarkeit/Flexibilität),

Integrierbarkeit mit anderen/bestehenden Infrastruktursystemen (z.B. Bioabfallbehandlung)

Grundsätzlich schneiden die de-/semizentralen Systemvarianten unter diesen Kriterien (auch unter Berücksichtigung der veränderten Rahmenbedingungen (siehe Kapitel 1.1 und 2)) aufgrund ihres modularen und flexiblen Aufbaus besser ab, da de-/semizentrale Lösungen auf Quartiersebene einfacher erweiterbar bzw. reduzierbar sind. Bei den zentralen Systemvarianten sind jedoch Umbauten und Umplanungen schwierig bzw. nur begrenzt möglich. Zentrale Systeme verlieren bei wesentlichen Veränderungen der Rahmenbedingungen oft ihre Wirtschaftlichkeit und können bei Über- bzw. Unterbelastung zu enormen Problemen beim Betrieb führen (DWA 2008b). Schlechter schneidet die Systemvariante „KonvGrau“ mit ihrer zentralen Schwarzwasser- und de-/semizentralen Grauwasserbehandlung (hier ist zumindest ein Teil der Abwasserbehandlung flexibler als das Referenzsystem) ab, gefolgt von den zentralen Systemvarianten „Konv“ und „Konv-opt“, welche u.a. aufgrund des hohen Anschlussgrades eine geringere Flexibilität aufweisen.

Monitoring-Aufwand

Aufgrund der bestehenden Betriebserfahrungen mit dem Referenzsystem wurde davon ausgegangen, dass dieses System hinsichtlich dieses Bewertungskriteriums an erster Stelle steht. Darüber hinaus ist durch die Zentralität des Systems und die dadurch geringere Anzahl an Betriebsstätten bzw. Anlagen ein effektiverer Personaleinsatz zum Monitoring gegeben, wodurch der Überwachungsaufwand insgesamt sinkt. Die Überwachung und Kontrolle von vielen verschiedenen Anlagen mit unterschiedlicher Komplexität, wie es bei den de-/semizentralen Systemen der Fall ist, ist hingegen u.a. mit einem höheren personellen wie technischen Aufwand verbunden. Da das System „Konv-opt“ im Kern wie das Referenzsystem funktioniert und diesem im Vergleich zu den anderen Alternativen ähnelt, wurde hier von dem gleichen Monitoring-Aufwand wie beim Referenzsystem ausgegangen. Es folgen die Systeme „KonvGrau“ und „Trockensystem“, die im Vergleich zu den Systemen „HWC“ und „Semizentral“ weniger komplex sind. Bei „KonvGrau“ wird ein Teil des Abwassers zentral behandelt, was eine Minderung des Monitoring-Aufwands zur Folge hat. „Trockensystem“ benötigt als Low-Tech keinen großen Überwachungsaufwand. An fünfter Stelle kommt „Semizentral“. Dieses System bietet aufgrund der vielen vorhandenen Betriebserfahrungen mit Membranbelebungsanlagen und der konventionellen Abwasserableitung mutmaßlich Vorteile beim Monitoring verglichen mit der Systemvariante „HWC“. Aufgrund der Vakuumentleerung und des Einsatzes von Behandlungstechniken UASB sowie CSTR steht „HWC“ an letzter Stelle.

Bewertungskategorie Soziokulturelles

Bedienungskomfort/Alltagstauglichkeit

Aufgrund des langjährigen Bestehens der konventionellen Wasserinfrastruktursysteme und der Gewohnheit der Nutzer, wurde davon ausgegangen, dass das Referenzsystem „Konv“ den Komfortbedürfnissen der Nutzer entspricht. Bei den Systemen „Konv-opt“, „KonvGrau“ und „Semizentral“ liegen für die Nutzer keine spürbaren Veränderungen⁶⁵ im Haus bzw. zur gewohnten Spültoilette vor. Daher wurde davon ausgegangen, dass diese Systeme den gleichen Bedienungskomfort bzw. die gleiche Alltagstauglichkeit wie das Referenzsystem bieten. Die Nutzung von „Trockensystem“ erfordert zum Beispiel eine Veränderung der Gewohnheiten, weshalb diese Systemvariante hinsichtlich der Kategorie „Bedienungskomfort/Alltagstauglichkeit“ als die „schlechteste“ Systemvariante eingestuft wurde. Außerdem spielen bei diesem Bewertungskriterium Aspekte wie Ästhetik und Reinigungsaufwand eine Rolle (Larsen/Lienert 2007), wodurch „Trockensystem“ im Vergleich zu anderen Systemvarianten auch schlechter abschneidet. Die Systemvariante „HWC“ wurde aufgrund der Vakuumableitung und der teilweisen Veränderung der Gewohnheiten⁶⁶ besser als „Trockensystem“ jedoch schlechter als die anderen vier Alternativen eingestuft. Somit wurde nur bei den Systemen „HWC“ und „Trockensystem“ von einem Komfortverlust ausgegangen.

Adaptionsfähigkeit/Bereitschaft (Akzeptanz) zur Verhaltensänderung

Es wurde davon ausgegangen, dass dieselben Gründe wie bei dem Bewertungskriterium „Bedienungskomfort/Alltagstauglichkeit“ die Akzeptanz beeinflussen. Das erklärt sich durch eine wahrscheinlichere Ablehnung von solchen Varianten durch die Bevölkerung, welche mit einem Verlust an Bedienungskomfort einhergehen. Daher schneiden die Systemvarianten „Konv“, „Konv-opt“, „KonvGrau“ und „Semizentral“ auch bei diesem Bewertungskriterium am besten ab, gefolgt von „HWC“ und „Trockensystem“.

Systemkonformes Verhalten (Verantwortung der Nutzer/kein Missbrauch)

Ähnlich wie bei der obigen Bewertungskategorie stehen die Systemvarianten „Konv“, „Konv-opt“, „KonvGrau“ und „Semizentral“ an erster Stelle. Da für die Nutzer keine Veränderung im System spürbar ist, wird sich mit großer Wahrscheinlichkeit auch das Verhalten bzw. die Nutzungsweise nicht ändern. An zweiter Stelle steht „Trockensystem“ aufgrund der „Einfachheit“ des Systems. Hier hätte ein möglicher Missbrauch bzw. ein unverantwortliches Verhalten seitens der Nutzer weniger gravierende

⁶⁵ Bei Betriebsstörungen könnten möglicherweise zeitweise Probleme mit Geruchsentwicklungen durch organische Fremdstoffe im Brauchwasser oder Eintrübungen und Verfärbungen des Brauchwassers festgestellt werden (Hefter et al. 2015).

⁶⁶ Feste Abfälle wie z.B. Zigarettenkippen, Ohrenstäbchen, Slipeinlagen, Binden, Windeln, Zahnseide, Wischtücher, Medikamente, Tabletten und sogar Speisereste werden von vielen Menschen über die Toilette entsorgt. Dies könnte zum Ausfall des Systems führen, weshalb hier eine „teilweise“ Veränderung der Nutzergewohnheiten notwendig ist, was eine Reduzierung des Komforts bedeuten würde.

Folgen als bei „HWC“. Die Systemvariante „HWC“ steht an letzter Stelle, denn die Vakuumleitung könnte bei dieser Systemvariante durch ein Fehlverhalten der Nutzer verstopfen und schnell zum Ausfall des Gesamtsystems führen. Daher ist die Verantwortung der Nutzer hier anders zu bewerten als bei konventionellen Ableitungssystemen und „Trockensystem“.

Schaffung von Umweltbewusstsein

Die (Trink-)Wassereinsparung durch die Nutzung alternativer Wasserinfrastruktursysteme und Kreislaufführung der Ressourcen, könnte direkten oder indirekten Einfluss auf das Umweltbewusstsein der Nutzer nehmen. Der ressourcenschonende Umgang kann so zum Beispiel die Nutzer für das Thema Ressourcen-/Umweltschutz sensibilisieren und zu einer grundsätzlichen Verhaltensänderung der Nutzer führen. Hier wurde „Trockensystem“ aufgrund der seitens der Nutzer größten wahrgenommenen „Systemumstellung“ am besten und das Referenzsystem (ohne Systemänderung) am schlechtesten bewertet. „HWC“ steht aufgrund des Vakuumsystems und des dadurch vergleichsweise sehr geringen Wasserbedarfs für die Schwarzwasserableitung an zweiter Stelle. Die Systeme „Konv-opt“, „KonvGrau“ und „Semizentral“ stehen gleichbewertet an dritter Stelle.

Lärm- und Geruchsbelästigung

Für das Bewertungskriterium „Lärmbelästigung“ wird die Systemvariante „HWC“ aufgrund des Geräusches bei der Vakuumableitung schlechter als die anderen fünf Systemvarianten bewertet auch, wenn geräuscharme Systeme auf dem Markt zur Verfügung stehen. Alle anderen Varianten werden gleich bewertet, da bezüglich dieses Kriteriums keine Unterschiede zwischen den Varianten festzustellen sind. Beim Bewertungskriterium „Geruchsbelästigung“ wurde die Systemvariante „Trockensystem“ schlechter als die anderen fünf gleichbewerteten Alternativen eingestuft. Jedoch ist zu erwähnen, dass heute schon „geruchsfreie/-arme Systeme“ vorhanden sind.

Internationale Wettbewerbsfähigkeit (Exportpotenzial/Schaffung von Arbeitsplätzen)

Wie bereits in Kapitel 2 beschrieben, stellen sich die konventionellen Wasserinfrastruktursysteme unter Nachhaltigkeitsaspekten als unvorteilhaft bzw. in Regionen mit Wassermangel/-armut als zum Teil nicht einsatzfähig dar. Deshalb wird die Entwicklung und Umsetzung von alternativen Wasserinfrastruktursystemen als eine große Chance gesehen, wodurch die internationale Wettbewerbsfähigkeit bzw. das Exportpotenzial erhöht und viele neue Arbeitsplätze geschaffen werden können.

Die Systemvarianten „HWC“ und „Semizentral“ wurden für dieses Bewertungskriterium als die „besten Varianten“ eingeschätzt. Bei „HWC“ hauptsächlich aufgrund des geringen Wasserbedarfs für die Schwarzwasserableitung, was für viele wasserarme Regionen eine gute Lösung für die Wasserprobleme sein kann und bei „Semizentral“ hauptsächlich aufgrund der bestehenden Betriebserfahrungen mit

bewährten Membranbelebungsanlagen. Es folgt das System „KonvGrau“, das zum Teil dezentral funktioniert. „Trockensystem“ schneidet aufgrund von möglichen „Akzeptanzproblemen“ schlechter ab und steht an vierter Stelle. Gleichwohl es sich hier um ein vergleichsweise einfaches System handelt, wäre die großflächige Umsetzung bei nicht gegebener Akzeptanz nicht möglich. Schließlich folgen die zentralen Systemvarianten „Konv-opt“ und an letzter Stelle „Konv“, welche aufgrund des hohen Wasserbedarfs, für viele Regionen keine geeignete Lösung sein können.

Zur Überprüfung der Stabilität der Bewertungsergebnisse bzw. um die Auswirkungen unterschiedlicher Prioritätssetzungen festzustellen, wurden in einem zweiten Schritt Sensitivitätsanalysen durchgeführt. Dabei wurde jeweils eine der drei Bewertungskategorien „Ökologie“, „Technik“ und „Soziokulturelles“ priorisiert bzw. höher gewichtet (siehe auch Kapitel 5.6.3). Zusätzlich wurden in einem weiteren Schritt einzelne Bewertungskriterien innerhalb der Bewertungskategorie „Ökologie“ priorisiert bzw. höher gewichtet, wobei eine Priorisierung der einzelnen Kriterien innerhalb der Bewertungskategorien „Technik“ und „Soziokulturelles“ nicht vorgenommen wurde. Dazu wurden folgende Gewichtungen berücksichtigt:

1. Höhere Gewichtung des Bewertungskriteriums „Trinkwasserbedarf“ bei unterschiedlichen Gewichtungen der drei Bewertungskategorien,
2. Höhere Gewichtung der Bewertungskriterien „Strombilanz“ und „Wärmebilanz“ bei unterschiedlichen Gewichtungen der drei Bewertungskategorien sowie
3. Höhere Gewichtung der Bewertungskriterien „Gewässerschutz“ und „Phosphorrückgewinnung“ bei unterschiedlichen Gewichtungen der drei Bewertungskategorien.

Tabelle 40 in Kapitel 11.7 (Anhang) stellt die Bewertungsergebnisse mit Priorisierung bzw. höherer Gewichtung der Bewertungskategorie „Ökologie“ dar. Die Ergebnisse mit Priorisierung der Bewertungskategorien „Technik“ (Tabelle 41) und „Soziokulturelles“ (Tabelle 42) werden im Anhang dargestellt. Bei allen durchgeführten Sensitivitätsanalysen ergibt sich innerhalb der drei Bewertungskategorien ein ähnliches Bild wie bei der gleichgewichteten Bewertung. In der Bewertungskategorie „Ökologie“ steht „Trockensystem“ an erster und das Referenzsystem „Konv“ an letzter Stelle. In der Bewertungskategorie „Technik“ schneidet „Semizentral“ als beste und „HWC“ als schlechteste Systemvariante ab und in der Bewertungskategorie „Soziokulturelles“ steht „Semizentral“ an erster und „Trockensystem“ an letzter Stelle. In der Gesamtbewertung sind jedoch unterschiedliche Bewertungsergebnisse festzustellen. Bei Priorisierung bzw. höheren Gewichtung der Bewertungskategorie „Ökologie“ (siehe Tabelle 40) steht „Trockensystem“ an erster und das Referenzsystem „Konv“ an letzter Stelle. Bei Priorisierung der Bewertungskategorie „Technik“ (siehe Tabelle 41) schneidet „Semizentral“ als die nachhaltigste technische Systemvariante und „HWC“ als die nicht-nachhaltigste technische Systemvariante ab. Hier steht „Konv“ an vierter Stelle. Bei der Priorisierung bzw. höheren Gewichtung der Bewertungskategorie „Soziokulturelles“ (siehe Tabelle 42)

steht „Semizentral“ an erster, „Konv“ an vierter und „Trockensystem“ an letzter Stelle. Tabelle 21 fasst die nach verschiedenen Gewichtungen der drei Bewertungskategorien durchgeführten Bewertungen zusammen und stellt jeweils eine Rangliste der sechs betrachteten technischen Systemvarianten dar. Ähnlich wie in Tabelle 20 ist hier die nachhaltigste technische Systemvariante grün und die nicht-nachhaltigste rot markiert.

Dabei wird deutlich, dass die technische Systemvariante „Semizentral“ bei drei der vier durchgeführten Bewertungen an erster Stelle und lediglich bei der Priorisierung bzw. höheren Gewichtung der Bewertungskategorie „Ökologie“ an zweiter Stelle steht. Das Referenzsystem „Konv“ schneidet bei allen Bewertungen relativ schlecht ab und steht an vierter bis letzter Stelle. Wie bereits erwähnt, liegt dies hauptsächlich an den schlechteren ökologischen Bilanzen (Trinkwasserbedarf, Wärmebilanzen, Nährstoffeinträge und Phosphorrückgewinnung) sowie den Grundüberlegungen, die zu den Bewertungsergebnissen bei den qualitativen Bewertungskategorien geführt haben.

Die Priorisierung bzw. höhere Gewichtung einzelner Bewertungskriterien innerhalb der Bewertungskategorie „Ökologie“ führt zu folgenden Ergebnissen:

- Bei einer höheren Gewichtung des Bewertungskriteriums „Trinkwasserbedarf“ und Gleichgewichtung aller Bewertungskategorien ist „Semizentral“ die nachhaltigste und „Konv“ die nicht-nachhaltigste technische Systemvariante,
- Bei einer höheren Gewichtung des Bewertungskriteriums „Trinkwasserbedarf“ sowie jeweils höherer Gewichtung der drei Bewertungskategorien „Ökologie“, „Technik“ und Soziokulturelles“ gibt es in der Gesamtbewertung keine Veränderung im Vergleich zu den oben diskutierten Bewertungsergebnissen,
- Bei einer höheren Gewichtung der Bewertungskriterien „Strombilanz“ und „Wärmebilanz“ sowie höherer Gewichtung der Bewertungskategorie „Ökologie“ ist „Trockensystem“ die nachhaltigste und „HWC“ die nicht-nachhaltigste technische Systemvariante,
- Bei einer höheren Gewichtung der Bewertungskriterien „Strombilanz“ und „Wärmebilanz“ und Gleichgewichtung aller Bewertungskategorien sowie höherer Gewichtung der Kategorien „Technik“ und „Soziokulturelles“ gibt es in der Gesamtbewertung keine Veränderung im Vergleich zu den oben diskutierten Bewertungsergebnissen,
- Bei einer höheren Gewichtung der Bewertungskriterien „Gewässerschutz“ und „Phosphorrückgewinnung“ und Gleichgewichtung aller Bewertungskategorien ist „Semizentral“ die nachhaltigste und „Konv“ die nicht-nachhaltigste technische Systemvariante,
- Bei einer höheren Gewichtung der Bewertungskriterien „Gewässerschutz“ und „Phosphorrückgewinnung“ sowie jeweils höherer Gewichtung der drei Bewertungskategorien „Ökologie“, „Technik“ und Soziokulturelles“ gibt es in der Gesamtbewertung keine Veränderung im Vergleich zu den oben diskutierten Bewertungsergebnissen.

Tabelle 21: Zusammenfassung der Bewertung und Rangliste der Alternativen nach verschiedenen Gewichtungen für Hamburg

	Konv	Konv-opt	KonvGrau	HWC	Semizentral	Trockensystem
Bewertung (Gleichgewichtung der Bewertungskategorien)	317	343	354	296	392	350
Rangliste	5	4	2	6	1	3
Bewertung (höhere Gewichtung der Bewertungskategorie "Ökologie")	259	311	327	318	356	395
Rangliste	6	5	3	4	2	1
Bewertung (höhere Gewichtung der Bewertungskategorie "Technik")	342	338	344	265	396	358
Rangliste	4	5	3	6	1	2
Bewertung (höhere Gewichtung der Bewertungskategorie "Soziokulturelles")	352	378	391	305	425	296
Rangliste	4	3	2	5	1	6

Nachhaltigste Systemvariante

Nicht-nachhaltigste Systemvariante

7 Ergebnisse für Qingdao

In diesem Kapitel werden die zentralen Ergebnisse der durchgeführten Stoffstrom- und Nutzwertanalysen für die Stadt Qingdao vorgestellt und diskutiert. Ähnlich wie für Hamburg können aus den in Kapitel 6 genannten Gründen auch für Qingdao die Ergebnisse von den tatsächlichen Werten vor Ort abweichen.

Es werden jeweils nur diejenigen Ergebnisse dargestellt, welche für den Vergleich von verschiedenen technischen Systemen relevant sind und mit der Wasserinfrastruktur im Zusammenhang stehen. Die vollständigen Bilanzen mit allen Inputs, Outputs und internen Flüssen sind im Anhang 11.4 (Abbildung 60 - Abbildung 83) dargestellt. Die nachfolgend dargestellten Ergebnisse/Werte in den Kapiteln 7.1 - 7.4 wurden analog zu den Hamburger Ergebnissen (siehe Kapitel 6) mithilfe der Software SIMBOX mathematisch berechnet und zusätzlich mit Excel überprüft.

7.1 Wassermodellierung

Dieses Kapitel beinhaltet die zentralen Ergebnisse der Wassermodellierung, die mit SIMBOX und Excel berechnet wurden. Abbildung 25 stellt die zentralen Ergebnisse der Wasserbilanzen für die verschiedenen technischen Systemvarianten in der Stadt Qingdao dar. Die Input-Flüsse (TW-Bedarf und BW-Nutzung) sind dabei als negative Werte und die Output-Flüsse (Einleitung beh. Ab-/Schwarzwasser, BW-Überschuss, RW-Einleitung, TW-Verluste und Exfiltration-TW-Leitung) als positive Werte dargestellt. Die vollständigen Wasserbilanzen mit allen Inputs, Outputs und internen Flüssen sind im Anhang 11.4 (Abbildung 60 - Abbildung 65) dargestellt.

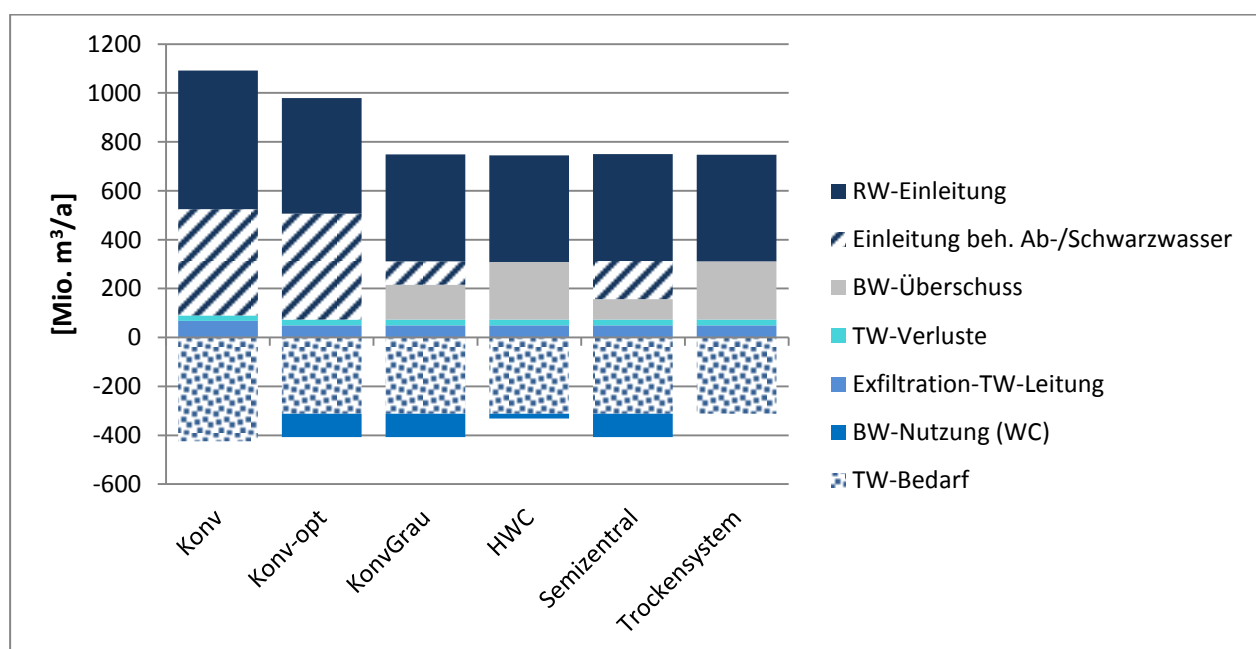


Abbildung 25: Zentrale Ergebnisse der Wasserbilanzen für die technischen Systemvarianten in Qingdao

In der Systemvariante „Konv“ werden in der Stadt Qingdao rund 425 Mio. m³/a Trinkwasser von der zentralen Trinkwasserversorgung bereitgestellt. Der Trinkwasserbedarf ist in dieser Systemvariante am höchsten. Die Wasserverluste beim Transport des Trinkwassers von den Wasserwerken zu den Verbrauchern aus dem Rohrnetz (Exfiltration) sind im Vergleich zu Hamburg hoch und betragen rund 68 Mio. m³/a Trinkwasser bzw. 16% des bereitgestellten/produzierten Trinkwassers. Somit liegt der tatsächliche durchschnittliche Trinkwasserbedarf der Bevölkerung bzw. die beim Verbraucher ankommende Trinkwassermenge bei etwa 357 Mio. m³/a (109 l/E*d). Die Trinkwasserverluste durch Aktivitäten wie z.B. Raumreinigung, Autopflege, Essen und Trinken sowie Gartenbewässerung betragen rund 23 Mio. m³/a bzw. 6% des tatsächlichen Trinkwasserbedarfs. Diese Menge wird nicht in die Kanalisation eingeleitet. Durch das Trennsystem (Anteil 100% (QWG 2015)) bzw. die Schmutzwasserkanalisation werden jährlich rund 334 Mio. m³ Schmutzwasser abgeleitet. Zu diesen Abwassermengen kommen noch rund 100 Mio. m³/a Fremdwassereinträge (Infiltration) in die Schmutzwasserkanalisation hinzu, so dass insgesamt rund 434 Mio. m³/a Abwasser zu den zentralen Kläranlagen in Qingdao geführt und nach der Behandlung als gereinigtes Abwasser in die Umwelt eingeleitet werden. Etwa 1% der Abwassermengen erreicht die Kläranlage nicht und wird unbehandelt aus den Überläufen in die Umwelt gegeben.

Von den jährlich rund 6.555 Mio. m³ Niederschläge, die auf der gesamten Fläche der Stadt Qingdao fallen, werden rund 568 Mio. m³/a Regenwasser (inklusive rund 131 Mio. m³/a Fremdwasser) durch das Trennsystem abgeleitet und in Gewässer eingeleitet. Der Rest (etwa 6.118 Mio. m³/a) versickert in den Boden, verdunstet oder fließt direkt in Gewässer.

Bei den fünf alternativen Wasserinfrastruktursystemen („Konv-opt“, „KonvGrau“, „HWC“, „Semizentral“ und „Trockensystem“) werden rund 312 Mio. m³/a Trinkwasser von der zentralen Trinkwasserversorgung bereitgestellt. Somit ist bei den alternativen Systemvarianten eine Trinkwassereinsparung von ca. 27% bzw. rund 113 Mio. m³/a Trinkwasser gegeben. Die Trinkwasserverluste durch Exfiltration betragen bei allen alternativen Systemvarianten analog zum Referenzsystem „Konv“ 16% des bereitgestellten Trinkwassers und liegen bei rund 50 Mio. m³/a Trinkwasser. Somit liegt bei diesen Systemvarianten der tatsächliche durchschnittliche Trinkwasserbedarf der Bevölkerung bei etwa 262 Mio. m³/a (80 l/E*d). Die Trinkwasserverluste durch Raumreinigung, Autopflege, Essen und Trinken sowie Gartenbewässerung betragen ebenso wie beim konventionellen System rund 23 Mio. m³/a und werden nicht in die Kanalisation eingeleitet.

Der Wasserbedarf für die Toilettenspülung wird, wie bereits in Kapitel 5.4 beschrieben, bei allen alternativen Systemen durch den Einsatz von Brauchwasser gedeckt. Die Ausnahme stellt „Trockensystem“ dar, wobei ein Einsatz von Wasser nicht benötigt wird. Als Brauchwasser wird im Falle von „Konv-opt“ behandeltes Regenwasser und bei den anderen Systemen aufbereitetes Grauwasser eingesetzt. Der Brauchwasserbedarf für die Toilettenspülung liegt bei den Systemen „Konv-opt“, „KonvGrau“ und „Semizentral“ bei rund 95 Mio. m³/a (29 l/E*d) und in der Systemvariante „HWC“

aufgrund der Vakuumbableitung deutlich niedriger bei rund 20 Mio. m³/a (6 l/E*d). Dementsprechend ist der Brauchwasserüberschuss bei „HWC“ mit ca. 236 Mio. m³/a (inklusive Prozesswasser aus der Schwarzwasserbehandlung) etwas geringer als bei „Trockensystem“, jedoch im Vergleich zu den anderen alternativen Wasserinfrastruktursystemen am größten.

Der Brauchwasserüberschuss beträgt bei der Systemvariante „KonvGrau“ rund 143 Mio. m³/a und bei der Systemvariante „Semizentral“ 85 Mio. m³/a. Diese große Differenz entsteht dadurch, dass im System „KonvGrau“ schwer belastetes Grauwasser und im System „Semizentral“ schwach belastetes Grauwasser behandelt und als Brauchwasser zur Verfügung steht (siehe auch Kapitel 5.4). Außerdem wird eine vergleichsweise geringe Menge (rund 5 Mio. m³/a) des Brauchwassers in der Systemvariante „Semizentral“ zum Anmischen in der Klärschlammbehandlung eingesetzt. Der Brauchwasserüberschuss kann in allen Systemvarianten in den Wasserkreislauf zurückgegeben oder für andere Bedarfszwecke eingesetzt werden. In der Systemvariante „Konv-opt“ ist kein Brauchwasserüberschuss vorhanden, da in dieser Variante nur so viel Regenwasser behandelt wird, wie für die Toilettenspülung notwendig ist, während der Rest unbehandelt in die Umwelt eingeleitet wird. Hier werden ähnlich wie in „Konv“ rund 444 Mio. m³/a Abwasser (inklusive rund 100 Mio. m³/a Fremdwasser) durch die Schmutzwasserkanalisation geführt und nach Behandlung in die Gewässer eingeleitet. Bezüglich der Einleitung von behandeltem Schwarzwasser in die Gewässer ist festzustellen, dass die Systemvariante „Semizentral“ die größten Wassermengen (rund 155 Mio. m³/a) einleitet, gefolgt von „KonvGrau“ mit rund 96 Mio. m³/a. Diese variierenden Schwarzwassermengen sind genauso wie beim Brauchwasserüberschuss auf die unterschiedlichen Grauwasserqualitäten (schwach und stark belastetes Grauwasser) zurückzuführen.

Bei „HWC“ findet keine direkte Schwarzwassereinleitung statt, da das gereinigte Schwarzwasser zusammen mit dem gereinigten Grauwasser als Brauchwasserüberschuss in die Umwelt geht. Bei „Trockensystem“ entsteht kein Schwarzwasser, weshalb hier auch keine Einleitung vorhanden ist.

Die Regenwassereinleitung ist bei 4 der 5 alternativen Wasserinfrastruktursysteme identisch und liegt bei rund 437 Mio. m³/a. Bei der Systemvariante „Konv-opt“ (und wie oben bereits beschrieben auch in „Konv“) wird mehr Regenwasser (rund 473 Mio. m³/a inklusive Fremdwasser) eingeleitet, was trotz Teilnutzung des Regenwassers als Brauchwasser, auf die erheblichen Fremdwassereinträge zurückzuführen ist.

In Tabelle 22 werden die zentralen Ergebnisse der Wasserbilanzen pro Einwohner zusammengefasst.

Tabelle 22: Zentrale Ergebnisse der Wasserbilanzen pro Einwohner – Tabellarische Zusammenstellung

Wasser							
Einheit		Systemvarianten					
		Konv	Konv-opt	KonvGrau	HWC	Semizentral	Trockensystem
[l/E*d]	TW-Bedarf	109	80	80	80	80	80
	Exfiltration-TW-Leitung	20,76	15,23	15,23	15,23	15,23	15,23
	TW-Verluste	7	7	7	7	7	7
	BW-Nutzung (WC)	0	29	29	6	29	0
	BW-Überschuss	0	0	43,78	72,12	25,97	73
	Einleitung beh. Ab-/Schwarzwasser	132,6	132,6	29,29	0	47,48	0
	RW-Einleitung	173,5	144,45	133,4	133,4	133,4	133,4

7.2 Energiemodellierung

In diesem Kapitel werden die zentralen Ergebnisse der Energiemodellierung, die mit SIMBOX und Excel berechnet wurden, dargestellt. Die vollständigen Energiebilanzen bzw. Stoffstromanalysen mit allen Inputs, Outputs und internen Flüssen sind im Anhang 11.4 (Abbildung 66 - Abbildung 71) dargestellt.

Bei den Energiebilanzen fanden, ähnlich wie in Hamburg, alle einzelnen Energieströme (siehe Kapitel 5.5.4 Energiemodellierung oder Kapitel 7.2.1 - 7.2.9) von der Trinkwasserbereitstellung bis hin zur Abwasserbehandlung (Abwasserableitung, Abwasserreinigung, Klärschlammbehandlung) und Energieproduktion (Strom, Wärme, Biogas) Berücksichtigung.

Bei der Betrachtung der zentralen Ergebnisse der Energiebilanzen (Produktion abzüglich Bedarf, dargestellt als Gesamtübersicht für Strom und Wärme in Abbildung 26 und Abbildung 27)⁶⁷ wird deutlich, dass alle modellierten Wasserinfrastruktursysteme eine negative Strombilanz aufweisen. Die Systemvariante „Konv“ mit rund -336 GWh/a bzw. rund -38 kWh/E*a weist im Vergleich zu den fünf alternativen Systemvarianten eine deutlich bessere Strombilanz auf. An zweiter Stelle steht „Semizentral“ mit rund -520 GWh/a bzw. rund -58 kWh/E*a und an dritter Stelle „Konv-opt“ mit rund -531 GWh/a bzw. rund -59 kWh/E*a. Es folgen „Trockensystem“ mit rund -544 GWh/a bzw. rund -61 kWh/E*a, „HWC“ mit rund -670 GWh/a bzw. rund -75 kWh/E*a und „KonvGrau“ mit rund -696 GWh/a bzw. rund -78 kWh/E*a.

Hinsichtlich der Wärmebilanzen steht „KonvGrau“ mit 2.618 GWh/a bzw. 292 kWh/E*a an erster Stelle. Es folgen „Trockensystem“ mit 2.592 GWh/a bzw. 289 kWh/E*a, „Konv-opt“ mit 568 GWh/a bzw. 63 kWh/E*a, „Konv“ mit 97 GWh/a bzw. 11 kWh/E*a, „HWC“ mit -18 GWh/a bzw. -2 kWh/E*a und „Semizentral mit -171 GWh/a bzw. -19 kWh/E*a.

⁶⁷ Die Input-Flüsse (Strom- und Wärmebedarf) sind als negative Werte und die Output-Flüsse (Strom- und Wärmeproduktion sowie Wärmerückgewinnung) als positive Werte dargestellt.

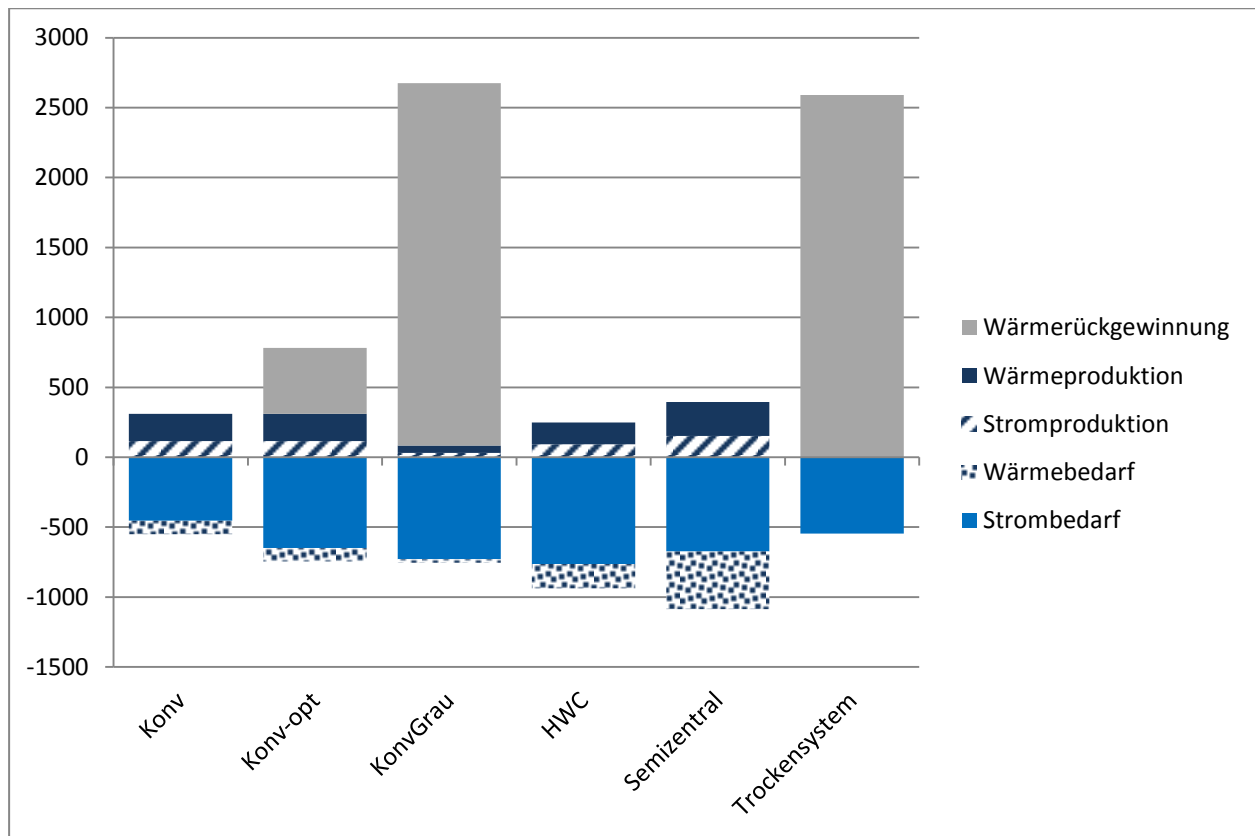


Abbildung 26: Zentrale Ergebnisse der Energiebilanzen für die technischen Systemvarianten in Qingdao

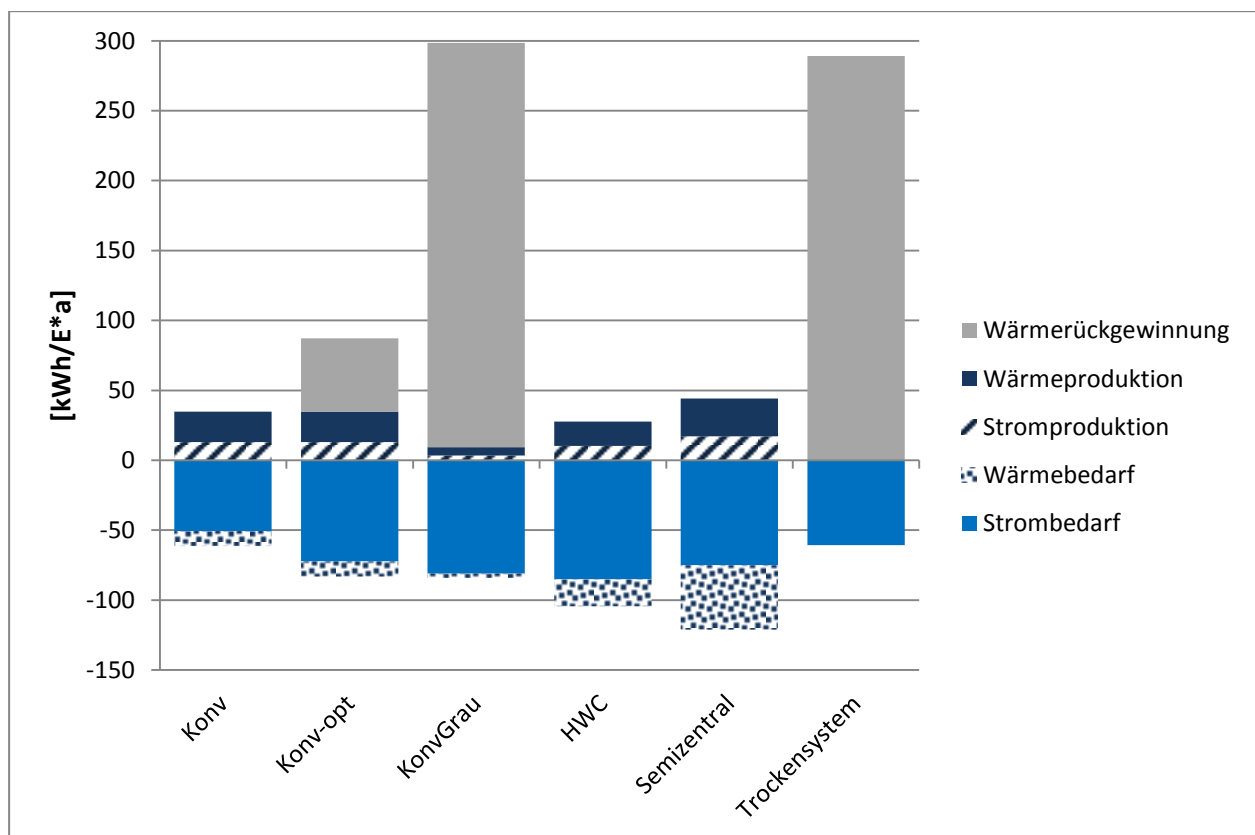


Abbildung 27: Zentrale Ergebnisse der Energiebilanzen für die technischen Systemvarianten in Qingdao pro Einwohner und Jahr

Im Folgenden (Kapitel 7.2.1 - 7.2.9) werden die Einzelheiten zum Strom- und Wärmebedarf sowie zur Strom- und Wärmeproduktion der sechs betrachteten technischen Systemvarianten in Qingdao vorgestellt. Darüber hinaus wird kurz auf den Energiebedarf zum Transport der Co-Substrate und Fäkalien (im Falle von „Trockensystem“) eingegangen.

7.2.1 Strombedarf für die Trinkwasserbereitstellung

Der Strombedarf für die Trinkwasserbereitstellung liegt bei $0,423 \text{ kWh/m}^3$ (QWG 2015; Bi 2015). Der Strombedarf der Systemvariante „Konv“ liegt bei rund 180 GWh/a bzw. rund $20 \text{ kWh/E}^*\text{a}$ und für alle alternativen Wasserinfrastruktursysteme aufgrund des geringeren Trinkwasserbedarfs bei rund 132 GWh/a bzw. rund $15 \text{ kWh/E}^*\text{a}$. Somit ist bei den alternativen Systemvarianten eine Stromeinsparung von ca. 27% bzw. rund 48 GWh/a bei der Trinkwasserbereitstellung gegeben.

7.2.2 Strombedarf für die Abwasserableitung

Für die konventionelle Ableitung (Schwerkraft-/Freispiegel- und Druckentwässerung) werden $0,16 \text{ kWh/m}^3$ (QWG 2015) benötigt. Der Strombedarf für die Abwasserableitung in „Konv“ und „Konv-opt“ liegt bei rund 70 GWh/a bzw. rund $8 \text{ kWh/E}^*\text{a}$. Da in Qingdao im Gegensatz zu Hamburg keine Mischwasserableitung vorliegt (100% Trennsystem), gibt es bezüglich der Ableitung keine Differenz zwischen den beiden genannten Systemvarianten und in beiden Systemen werden die gleichen Abwassermengen zur Kläranlage geführt (siehe auch Kapitel 5.4.2).

Der Strombedarf für die Grauwasserableitung liegt bei den Systemvarianten „KonvGrau“, „HWC“ und „Trockensystem“ bei rund 10 GWh/a bzw. $1 \text{ kWh/E}^*\text{a}$ und bei der Systemvariante „Semizentral“ aufgrund der geringeren Grauwassermengen (im Gegensatz zu den drei zuvor genannten Systemvarianten nur schwach belastetes Grauwasser) bei etwa 7 GWh/a bzw. $0,8 \text{ kWh/E}^*\text{a}$.

Für die Schwarzwasserableitung werden in der Systemvariante „HWC“ rund 63 GWh/a bzw. rund $7 \text{ kWh/E}^*\text{a}$ Strom benötigt. Der Strombedarf liegt bei den Systemvarianten „KonvGrau“ mit rund 15 GWh/a bzw. $1,7 \text{ kWh/E}^*\text{a}$ und „Semizentral“ mit rund 6 GWh/a bzw. $0,7 \text{ kWh/E}^*\text{a}$ deutlich niedriger. Die Differenz zwischen „KonvGrau“ und „Semizentral“ bzw. der geringere Strombedarf bei „Semizentral“ trotz größerer Schwarzwassermengen im Vergleich zu „KonvGrau“, entsteht durch den geringeren spezifischen Strombedarf im alternativen System „Semizentral“.

Die große Differenz bezüglich des Strombedarfs zwischen „HWC“ und den anderen Systemvarianten hat ihre Ursache, analog zu den Ergebnissen für Hamburg, in der unkonventionellen Schwarzwasserableitung bei „HWC“ durch ein Vakuumsystem. Bei „Trockensystem“ werden die Fäkalien mittels LKW transportiert (siehe auch Kapitel 5.4.2). Die Transportenergie [GWh/a] bzw. [$\text{kWh/E}^*\text{a}$] für „Trockensystem“ wird in Kapitel 7.2.6 diskutiert.

7.2.3 Strombedarf für die Behandlung von Abwasser, Klärschlammen und Co-Substraten

Der Strombedarf für die Abwasser- und Klärschlammbehandlung liegt in „Konv“ insgesamt bei rund 204 GWh/a bzw. rund 23 kWh/E*a, wobei rund 152 GWh/a bzw. rund 17 kWh/E*a davon für die Abwasserbehandlung und rund 52 GWh/a bzw. rund 6 kWh/E*a davon für die Klärschlammbehandlung benötigt werden (0,35 kWh/m³ für die Abwasserbehandlung, 0,12 kWh/m³ für die Klärschlammbehandlung) (QWG 2015).

Bezüglich des Strombedarfs für die Abwasser- und Klärschlammbehandlung in „Konv-opt“ ergibt sich ein analoges Bild wie in „Konv“. Es werden hier auch rund 204 GWh/a bzw. rund 23 kWh/E*a Strom benötigt.

Der Strombedarf für die Schwarzwasserbehandlung liegt in „Semizentral“ mit rund 255 GWh/a bzw. rund 28 kWh/E*a (1,6 kWh/m³) am höchsten, gefolgt von „HWC“ mit rund 91 GWh/a bzw. rund 10 kWh/E*a (inklusive Klärschlammbehandlung) und „KonvGrau“ mit rund 7 GWh/a bzw. rund 1 kWh/E*a (0,35 kWh/m³). Da bei „Trockensystem“ kein Schwarzwasser anfällt, gibt es hier keinen Strombedarf.

Für die Klärschlammbehandlung werden in „Semizentral“ rund 110 GWh/a bzw. rund 12 kWh/E*a (10,79 kWh/m³) Strom benötigt. Der Strombedarf für die Kompostierung von Fäkalien, Klärschlämmen aus der Grauwasserbehandlung und Speiseresten liegt in „Trockensystem“ bei rund 102 GWh/a bzw. rund 11 kWh/E*a (55 kWh/t). In „KonvGrau“ ist ein Strombedarf von 2,4 GWh/a bzw. 0,3 kWh/E*a (0,12 kWh/m³) für die Klärschlammbehandlung festzustellen.

Der Strombedarf für die Grauwasserbehandlung ist bei den Systemvarianten „KonvGrau“ und „HWC“ am höchsten und liegt bei rund 468 GWh/a bzw. 52 kWh/E*a. Dieser liegt in „Trockensystem“ bei rund 208 GWh/a bzw. 23 kWh/E*a und in „Semizentral“ bei rund 162 GWh/a bzw. 18 kWh/E*a.

Variationen im Strombedarf für die Behandlung der verschiedenen Abwasserteilströme sowie Klärschlämme und Co-Substrate in den einzelnen Systemvarianten sind auf die verschiedenen zur Anwendung kommenden Behandlungstechniken sowie unterschiedliche Abwassermengen (z.B. schwach oder stark belastetes Grauwasser usw.) zurückzuführen.

In der Systemvariante „Semizentral“ werden 0,8 GWh/a bzw. 0,1 kWh/E*a und in „HWC“ 0,2 GWh/a bzw. 0,02 kWh/E*a Strom für die Aufbereitung von Co-Substraten genutzt. In „Semizentral“ liegt diese Zahl aufgrund der größeren Co-Substratmengen höher als bei „HWC“.

7.2.4 Strombedarf für die Rückgewinnung von Wärme und Phosphor sowie Regenwasserbehandlung

Für die Wärmerückgewinnung aus dem Ab- bzw. Grauwasser werden, wie bereits in Kapitel 6.2.4 erwähnt, 0,39 kWh/m³ Abwasser Strom benötigt (DWA 2008a).

Der Strombedarf für die Wärmerückgewinnung aus dem Grauwater liegt in den Systemvarianten „KonvGrau“ und „Trockensystem“ bei rund 93 GWh/a bzw. 10 kWh/E*a. Die Wärmerückgewinnung aus dem Abwasser benötigt in der Systemvariante „Konv-opt“ aufgrund der größeren Abwassermengen im Vergleich zu den zuvor genannten Systemen 169 GWh/a bzw. 19 kWh/E*a. Außerdem ist in dieser Systemvariante ein Strombedarf von rund 26 GWh/a bzw. rund 3 kWh/E*a für die Phosphorrückgewinnung aus dem Schlammwasser festzustellen. Rund 47 GWh/a bzw. rund 5 kWh/E*a entfallen für die Regenwasserableitung/-behandlung und Nutzung als Brauchwasser für die Toilettenspülung.

7.2.5 Wärmebedarf für die Klärschlammbehandlung

Der Wärmebedarf für die Klärschlammbehandlung liegt in „Semizentral“ aufgrund des hohen Bedarfs für die Hygienisierung der Klärschlämme und Speisereste mit rund 412 GWh/a bzw. rund 46 kWh/E*a am höchsten. An zweiter Stelle steht „HWC“ mit rund 173 GWh/a bzw. rund 19 kWh/E*a. Es folgen die Systeme „Konv“ und „Konv-opt“ mit rund 97 GWh/a bzw. rund 11 kWh/E*a sowie „KonvGrau“ mit rund 26 GWh/a bzw. rund 3 kWh/E*a. Der Grund für den geringeren Wärmebedarf in „KonvGrau“ liegt an den geringeren Klärschlammmengen, die behandelt werden müssen. Da bei den Systemen „Konv“ und „Konv-opt“ in Qingdao, im Gegensatz zu Hamburg, die Klärschlämme bzw. Gärreste nicht für eine anschließende Verbrennung getrocknet werden müssen und keine Co-Substrate mitbehandelt werden, ist der Wärmebedarf hier vergleichsweise sehr gering und liegt deutlich unter jenem von „HWC“.

7.2.6 Transportenergie

Die Energie zum Transport der Co-Substrate beträgt bei der Systemvariante „HWC“ 1,12 GWh/a bzw. rund 0,1 kWh/E*a. Aufgrund der größeren Co-Substratmenge in „Semizentral“ liegt dieser Wert hier bei 1,64 GWh/a bzw. rund 0,2 kWh/E*a. Da in „Trockensystem“ auch die Fäkalien per LKW transportiert werden, liegt dieser Wert in dieser Systemvariante deutlich höher bei rund 34 GWh/a bzw. rund 4 kWh/E*a.

7.2.7 Stromproduktion

Die Stromproduktion ist bei der Systemvariante „Semizentral“ mit rund 154 GWh/a bzw. 17 kWh/E*a aufgrund der großen Co-Substratmengen am höchsten. An zweiter Stelle stehen die Systemvarianten „Konv“ und „Konv-opt“ mit rund 117 GWh/a bzw. 13 kWh/E*a. Es folgen „HWC“ mit rund 93 GWh/a bzw. 10 kWh/E*a und „KonvGrau“ mit rund 31 GWh/a bzw. 3 kWh/E*a. Bei „Trockensystem“ findet keine Stromproduktion statt.

Durch die interne Stromproduktion kann der Strombedarf zur Abwasser- und Klärschlammbehandlung in „Konv“ zu 57% und in „Konv-opt“ zu 51% (inklusive P-Rückgewinnung) gedeckt werden. Die interne

Stromproduktion deckt den Strombedarf für die Schwarzwasser-, Grauwasser- sowie Klärschlammbehandlung in „Semizentral“ zu 29% und in „KonvGrau“ zu 7%. Der Strombedarf für die Grauwasser- und Schwarzwasserbehandlung (inklusive Klärschlämme) kann in „HWC“ zu 17% intern gedeckt werden (Bei diesen Prozentangaben sind weitere Strombedarfe wie zum Beispiel der Strombedarf für die Trinkwasserbereitstellung und Abwasserableitung, nicht enthalten).

Der nicht durch die interne Stromproduktion gedeckte Bedarf zur Behandlung der verschiedenen Abwasserteilströme und Co-Substrate muss in allen Systemvarianten durch externe Energieversorger bereitgestellt werden. Abbildung 28 gibt einen Überblick über die Stromversorgung zur Abwasser-, Klärschlamm- und Co-Substratbehandlung in den verschiedenen technischen Systemvarianten.

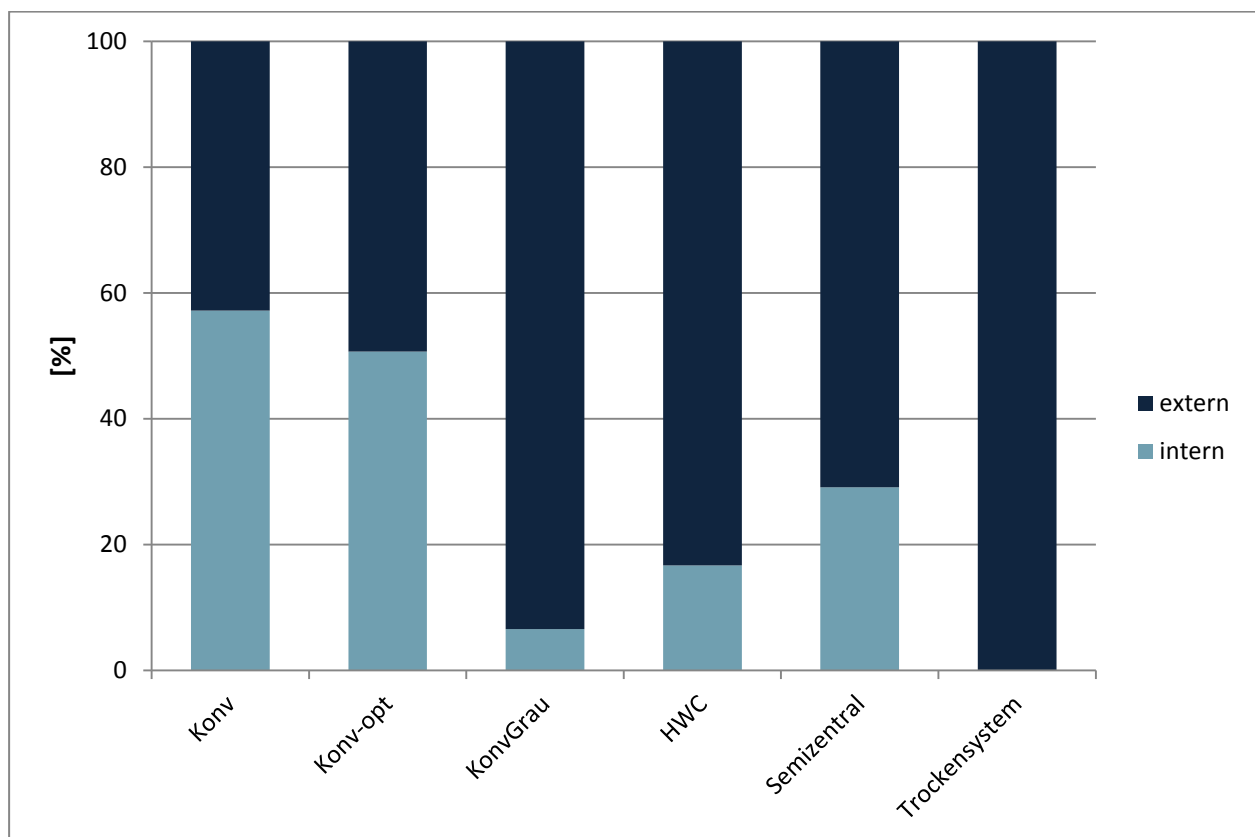


Abbildung 28: Deckung des Strombedarfs für die Abwasser-, Klärschlamm- und Co-Substratbehandlung in den technischen Systemvarianten in Qingdao im Jahresdurchschnitt

Unterschiedliche Stromproduktionen beim Vergleich der einzelnen Systemvarianten sind in Qingdao, ähnlich wie in Hamburg, auf variierende Klärschlamm- und Co-Substratmengen sowie weitere eingesetzte Parameter (zum Beispiel TR- und oTR-Gehalt der Klärschlämme und Co-Substrate) zurückzuführen.

7.2.8 Wärmeproduktion

Die Wärmeproduktion ist bei der Systemvariante „Semizentral“ aufgrund der großen Co-Substratmengen mit rund 241 GWh/a bzw. rund 27 kWh/E*a am höchsten. An zweiter Stelle stehen die Systemvarianten „Konv“ und „Konv-opt“ mit rund 194 GWh/a bzw. 22 kWh/E*a. Es folgen „HWC“ mit rund 155 GWh/a bzw. 17 kWh/E*a und „KonvGrau“ mit rund 52 GWh/a bzw. 6 kWh/E*a. Bei „Trockensystem“ findet keine Wärmeproduktion statt (siehe Kapitel 5.4.2).

Durch die Vergärung von Klärschlämmen entsteht in „Konv“, „Konv-opt“ und „KonvGrau“ ein Wärmeüberschuss von 100%. Da in diesen Systemvarianten in Qingdao, im Gegensatz zu Hamburg, keine Co-Substrate mitbehandelt werden und die Klärschlämme bzw. Gärreste nicht für eine spätere Verbrennung getrocknet werden müssen, werden vergleichsweise sehr geringe Wärmemengen für die Klärschlammbehandlung benötigt. Ein Großteil der produzierten Wärme geht verloren und könnte optional für weitere Zwecke genutzt werden.

Bei „HWC“ und „Semizentral“ kann der Wärmebedarf nicht vollständig durch die interne Produktion gedeckt werden. Dies liegt u.a. an dem hohen spezifischen Wärmebedarf für die Behandlung (z.B. Hygienisierung) der Klärschlämme und Co-Substrate in diesen Systemvarianten. So ist bei „HWC“ ein Wärmedefizit von 10% und bei „Semizentral“ ein Wärmedefizit von 41% festzustellen. Diese Wärme muss durch externe Quellen bereitgestellt werden.

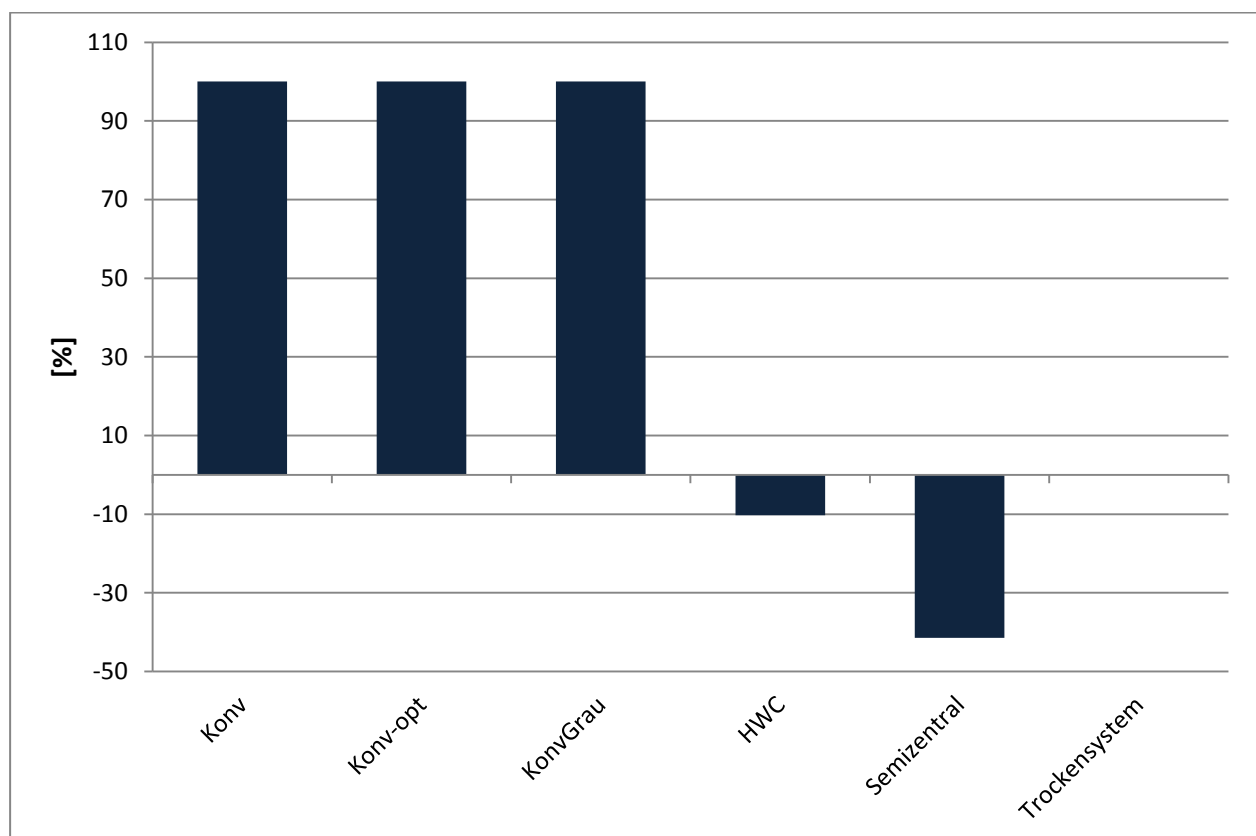


Abbildung 29: Wärmeüberschuss bzw. Wärmedefizit für die Klärschlamm- und Co-Substratbehandlung in den technischen Systemvarianten in Qingdao im Jahresdurchschnitt

Ähnlich wie bei der Stromproduktion sind Diskrepanzen bei der Wärmeproduktion beim Vergleich der einzelnen Systemvarianten vor allem auf die unterschiedlichen Klärschlamm- und Co-Substratmengen sowie weitere eingesetzte Parameter zurückzuführen.

7.2.9 Wärmerückgewinnung aus dem Ab-/Grauwasser

Zusätzlich zur Wärmeproduktion durch Vergärung von Klärschlämmen und Co-Substraten wird, ähnlich wie in Hamburg, in drei der sechs betrachteten Systemvarianten Wärme aus dem Abwasserstrom zurückgewonnen. Die theoretisch mögliche Wärmerückgewinnung aus dem Grauwasser liegt in den Systemen „KonvGrau“ und „Trockensystem“ bei 2.592 GWh/a bzw. 289 kWh/E*a. Durch die Wärmerückgewinnung aus dem Grauwasser wäre es theoretisch möglich, 4% des Wärmebedarfs für Warmwasser und Heizung der Einwohner zu decken. Die Wärmerückgewinnung aus dem Abwasser im System „Konv-opt“ liegt bei 471 GWh/a bzw. 53 kWh/E*a und ermöglicht eine theoretische Deckung des Wärmebedarfs für Warmwasser und Heizung in Höhe von etwa 1%.

7.2.10 Zusammenfassung der Energiebilanzen

In Tabelle 23 werden die zentralen Ergebnisse der Energiebilanzen pro Einwohner für alle sechs betrachteten technischen Systemvarianten als Gesamtüberblick zusammengefasst. Die Ergebnisse wurden in den Kapiteln 7.2.1 - 7.2.9 diskutiert und werden hier nicht weiter ausgeführt.

Tabelle 23: Zentrale Ergebnisse der Energiebilanzen pro Einwohner – Tabellarische Zusammenstellung

Energie							
Einheit		Systemvarianten					
		Konv	Konv-opt	KonvGrau	HWC	Semizentral	Trockensystem
[kWh/E*a]	Strombedarf-TW-Bereitstellung	20	15	15	15	15	15
	Strombedarf - Abwasserableitung	8	8	0	0	0	0
	Strombedarf -SW- Ableitung	0	0	1,7	7	0,7	0
	Strombedarf -GW- Ableitung	0	0	1	1	0,8	1
	Strombedarf -RW- Behandlung	0	5	0	0	0	0
	Strombedarf- Abwasserbehandlung	17	17	0	0	0	0
	Strombedarf - Klärschlammbehandlung	6	6	0,3	0	12	11
	Strombedarf -SW- Behandlung	0	0	1	10	28	0
	Strombedarf -GW- Behandlung	0	0	52	52	18	23
	Strombedarf - Aufbereitung der Co-Substrate	0	0	0	0,02	0,09	0
	Strombedarf - Wärmerückgewinnung	0	19	10	0	0	10
	Strombedarf -P- Rückgewinnung	0	3	0	0	0	0
	Strombedarf-Summe (gerundet)	51	72	81	85	75	61
	Stromproduktion (gerundet)	13	13	3	10	17	0
	Wärmebedarf (gerundet)	11	11	3	19	46	0
	Wärmeproduktion (gerundet)	22	22	6	17	27	0
	Wärmerückgewinnung	0	53	289	0	0	289
	Transportenergie	0	0	0	0,1	0,2	4

7.3 Nährstoffmodellierung

Die zentralen Ergebnisse der Phosphor- und Stickstoffmodellierung (berechnet mit SIMBOX sowie Excel) für die Stadt Qingdao werden nachfolgend nach den zwei Nährstoffen unterteilt vorgestellt. Die vollständigen Nährstoffbilanzen mit allen Stoffflüssen (Inputs, interne Flüsse, Outputs) sind im Anhang 11.4 (Abbildung 72 - Abbildung 83) dargestellt.

7.3.1 Phosphormodellierung

Im von der zentralen Trinkwasserversorgung für die Verbraucher bereitgestellten Trinkwasser beträgt der Phosphorgehalt in der Systemvariante „Konv“ rund 13 t/a und in allen fünf alternativen Systemvarianten rund 9 t/a. Da der Phosphorgehalt im Trinkwasser sowie im Regenwasser (4 t/a), wie bei den Ergebnissen der Nährstoffmodellierung für Hamburg festgestellt, vergleichsweise sehr gering ist, wird im Folgenden nicht näher auf die weiteren Details dieser Flüsse eingegangen.

Die Phosphorbilanzierung zeigt, dass bei den Systemvarianten „Konv“ und „Konv-opt“ mehr Phosphor (bei beiden Systemvarianten rund 942 t/a) in die Gewässer eingeleitet wird als bei den anderen Systemvarianten. Bei „KonvGrau“ werden jährlich rund 223 Tonnen und bei „Semizentral“ rund 46 Tonnen Phosphor in die Gewässer eingeleitet. Bei „HWC“ und „Trockensystem“ findet keine Einleitung statt (siehe Kapitel 5.4.2).

Der Phosphorgehalt im überschüssigen Brauchwasser, das vorzugsweise versickert bzw. für andere Zwecke genutzt wird (siehe Kapitel 5.4.2) liegt in „HWC“ mit 189 t/a am höchsten, gefolgt von „Trockensystem“ mit 155 t/a, „KonvGrau“ mit rund 142 t/a und „Semizentral“ mit 27 t/a.

Die Reststoffe enthalten in „Trockensystem“ 6.468 t/a Phosphor und in „Konv“ 5.037 t/a. Es folgen „HWC“ mit 4.614 t/a, „Semizentral“ mit 3.688 t/a, „KonvGrau“ mit 2.957 t/a und „Konv-opt“ mit 2.519 t/a, wobei in „Konv-opt“ durch die Phosphorrückgewinnung (siehe 5.4.2) zusätzlich 2.519 t/a Phosphor aus dem Schlammwasser zurückgewonnen werden.

Wie bereits in den Kapiteln 5.5.4 und 6.3 beschrieben, entstehen beim Vergleich der technischen Systemvarianten unterschiedliche Bilanzen aufgrund des differenzierten Bezugsrahmens, der verschiedenen Behandlungstechniken und Abwasserteilstrommengen mit unterschiedlichen Parameterwerten sowie der unterschiedlichen Mengen und Zusammensetzungen der eingesetzten Co-Substrate. Abbildung 30 gibt einen Überblick über die zentralen Ergebnisse bzw. Outputs der Phosphormodellierung/-bilanzierung für die verschiedenen technischen Systemvarianten in Qingdao. Hier sind die Bilanzen zu Trink- und Regenwasser nicht enthalten, da sie wie bereits erwähnt, keine große Rolle spielen.

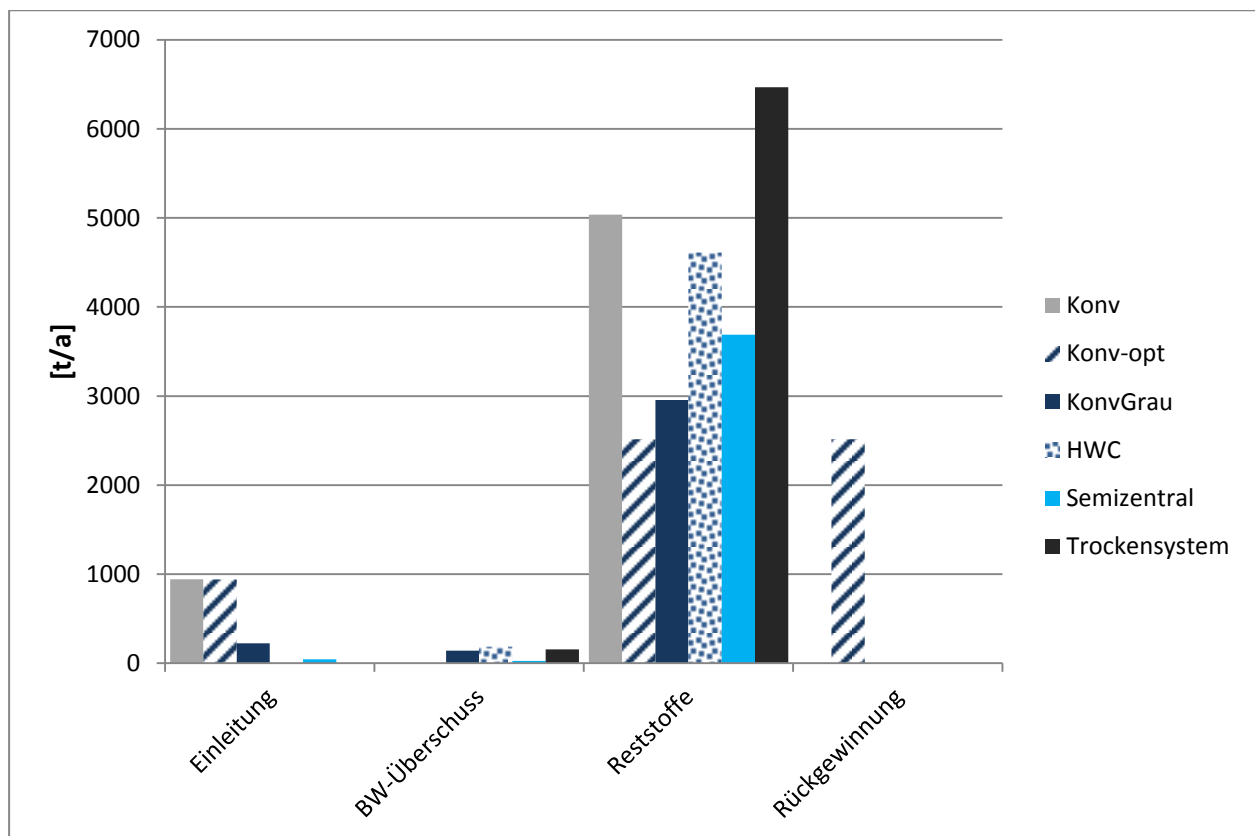


Abbildung 30: Phosphoroutputs für die technischen Systemvarianten in Qingdao

In Tabelle 24 werden die zentralen Ergebnisse der Phosphoroutputs pro Einwohner zusammengefasst.

Tabelle 24: Zentrale Ergebnisse der Phosphoroutputs pro Einwohner – Tabellarische Zusammenstellung

Phosphor							
Einheit		Systemvarianten					
		Konv	Konv-opt	KonvGrau	HWC	Semizentral	Trockensystem
[g/E*d]	P-Einleitung	0,28	0,28	0,06	0	0,01	0
	P-BW-Überschuss	0	0	0,04	0,05	0,01	0,04
	P-Reststoffe	1,53	0,76	0,9	1,41	1,12	1,97

7.3.2 Stickstoffmodellierung

Im bereitgestellten Trinkwasser beträgt der Stickstoffgehalt im Referenzsystem „Konv“ rund 175 t/a und in allen fünf alternativen Systemvarianten rund 128 t/a. Aufgrund der vergleichsweise geringen Stickstofffrachten im Trinkwasser und Regenwasser (642 t/a) wird nicht näher auf die weiteren Details dieser Flüsse eingegangen.

Ähnlich wie bei der Phosphorbilanzierung zeigt die Stickstoffbilanzierung, dass bei den Systemvarianten „Konv“ und „Konv-opt“ mehr Stickstoff (bei beiden Systemvarianten 6.838 t/a) in die Gewässer eingeleitet wird als bei den anderen Systemvarianten. Bei „KonvGrau“ werden rund 2.987 t/a und bei

„Semizentral“ rund 1.947 t/a Stickstoff in die Gewässer eingeleitet. Bei „HWC“ und „Trockensystem“ findet keine Stickstoffeinleitung statt.

Der Stickstoffgehalt im überschüssigen Brauchwasser liegt in „Trockensystem“ mit 1.103 t/a am höchsten, gefolgt von „HWC“ mit 1.038 t/a, „KonvGrau“ mit 1.015 t/a und „Semizentral“ mit 125 t/a.

Die Reststoffe enthalten in „Trockensystem“ 22.030 t/a Stickstoff, gefolgt von den Systemvarianten „Konv“, „Konv-opt“ und „KonvGrau“ mit 3.422 t/a, „HWC“ mit 4.791 t/a und „Semizentral“ mit 1.497 t/a. Der Grund für die hohen Stickstoffgehalte in den Reststoffen der Systemvarianten „Konv“, „Konv-opt“ und „KonvGrau“ ist dadurch zu erklären, dass im Gegensatz zu Hamburg, keine den Stickstoff eliminierende Verbrennung der Gärreste stattfindet.

Die Stickstoffverluste in Form von gasförmigen Emissionen bei der Behandlung liegen in „HWC“ mit 27.140 t/a am höchsten, gefolgt von „Konv“ und „Konv-opt“ mit 23.034 t/a, „Trockensystem“ mit 22.030 t/a, „Semizentral“ mit 21.131 t/a und „KonvGrau“ mit 15.684 t/a.

Wie bereits bei der Darstellung der Ergebnisse der Phosphorbilanzierung (siehe Kapitel 7.3.1) beschrieben, entstehen beim Vergleich der technischen Systemvarianten unterschiedliche Bilanzen aufgrund des differenzierten Bezugsrahmens, der verschiedenen Behandlungstechniken und Abwasserteilstrommengen mit unterschiedlichen Parameterwerten sowie der unterschiedlichen Mengen und Zusammensetzungen der eingesetzten Co-Substrate.

Abbildung 31 gibt einen Überblick über die zentralen Ergebnisse bzw. Outputs der Stickstoffmodellierung für die verschiedenen technischen Systemvarianten in Qingdao. Hier sind analog zu Phosphor die Bilanzen zu Trink- und Regenwasser nicht enthalten, da sie keine große Rolle spielen.

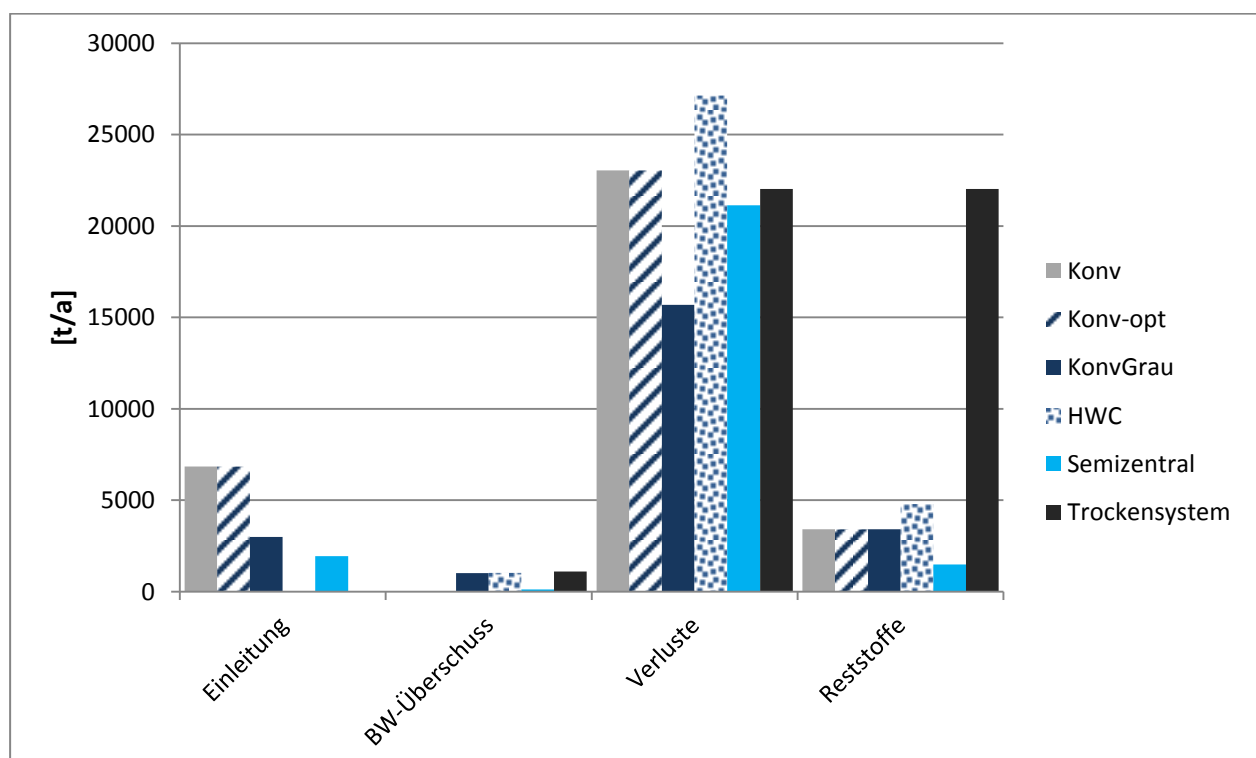


Abbildung 31: Stickstoffoutputs für die technischen Systemvarianten in Qingdao

In Tabelle 25 werden die zentralen Ergebnisse der Stickstoffoutputs pro Einwohner zusammengefasst.

Tabelle 25: Zentrale Ergebnisse der Stickstoffoutputs pro Einwohner – Tabellarische Zusammenstellung

Stickstoff							
Einheit		Systemvarianten					
		Konv	Konv-opt	KonvGrau	HWC	Semizentral	Trockensystem
[g/E*d]	N-Einleitung	2,09	2,09	0,91	0	0,59	0
	N-BW-Überschuss	0	0	0,31	0,32	0,03	0,33
	N-Verluste	7,04	7,04	4,79	8,29	6,45	6,73
	N-Reststoffe	1,04	1,04	1,04	1,46	0,45	6,73

7.4 Bioabfallbehandlung

Dieses Kapitel beinhaltet die Ergebnisse der Energie- und Nährstoffmodellierung für die Bioabfallbehandlung in Qingdao. Wie bereits in Kapitel 5.4.2 dargestellt, wurde die Wasserbilanz bezüglich der Bioabfallbehandlung nicht modelliert.

Die folgenden Ergebnisse stellen lediglich das Potenzial einer Bioabfallbehandlung dar und basieren nicht auf der Realität in Qingdao. Wie bereits in Kapitel 5.4.2 beschrieben, ist in Qingdao keine separate Bioabfallbehandlung vorhanden und die organischen Abfälle werden gemeinsam mit anderen Abfällen entsorgt.

In Qingdao fallen rund 28 kg/E*a (QAMPU/QIES 2015) bzw. rund 251.000 t/a Bioabfälle an. Durch die Vergärung der Bioabfälle in einer Bioabfallbehandlungsanlage entsteht Biogas mit einem Energiegehalt von rund 195 GWh/a. Das aufbereitete Biogas bzw. Biomethan mit einem Energiegehalt von rund 299 GWh/a wird zu 100% in das öffentliche Erdgasnetz eingespeist. Da die tatsächliche Nutzung des Biomethans nach der Netzeinspeisung nicht mehr nachvollziehbar ist, wird die Verstromung in einem Blockheizkraftwerk mit einem elektrischen Wirkungsgrad von 40% und einem thermischen Wirkungsgrad von 50% angesetzt, woraus rund 119 GWh/a Strom und 149 GWh/a Wärme produziert werden können.

Der Strombedarf für den Vergärungsprozess und den anschließenden Kompostierungsprozess beträgt insgesamt rund 31 GWh/a (etwa 17 GWh/a davon für die Vergärung und etwa 14 GWh/a davon für die Kompostierung). Der Wärmebedarf für die Vergärung der Bioabfälle liegt bei rund 23 GWh/a, während für die Kompostierung keine Wärme eingesetzt wird. Zur Umwandlung des Biogases zu Biomethan werden rund 3 GWh/a Strom und rund 11 GWh/a Wärme benötigt. Bei einem Dieserverbrauch von 15 kWh/t (Lampert et al. 2011) werden zusätzlich 4 GWh/a Energie für den Kompostierungsprozess aufgewendet. Nach der Kompostierung der Gärreste stehen rund 125.000 Tonnen Kompost zur landwirtschaftlichen Nutzung zur Verfügung.

Bei der Betrachtung der Strom- und Wärmebilanzen (Produktion abzüglich Bedarf) wird deutlich, dass insgesamt rund 85 GWh/a Strom und rund 116 GWh/a Wärme als Überschuss zur Verfügung stehen. Dieser Überschuss kann an Dritte abgegeben bzw. verkauft werden. In Abbildung 32 wird ein Überblick über die Strom- und Wärmebilanzen für die Bioabfallbehandlung in Qingdao dargestellt.

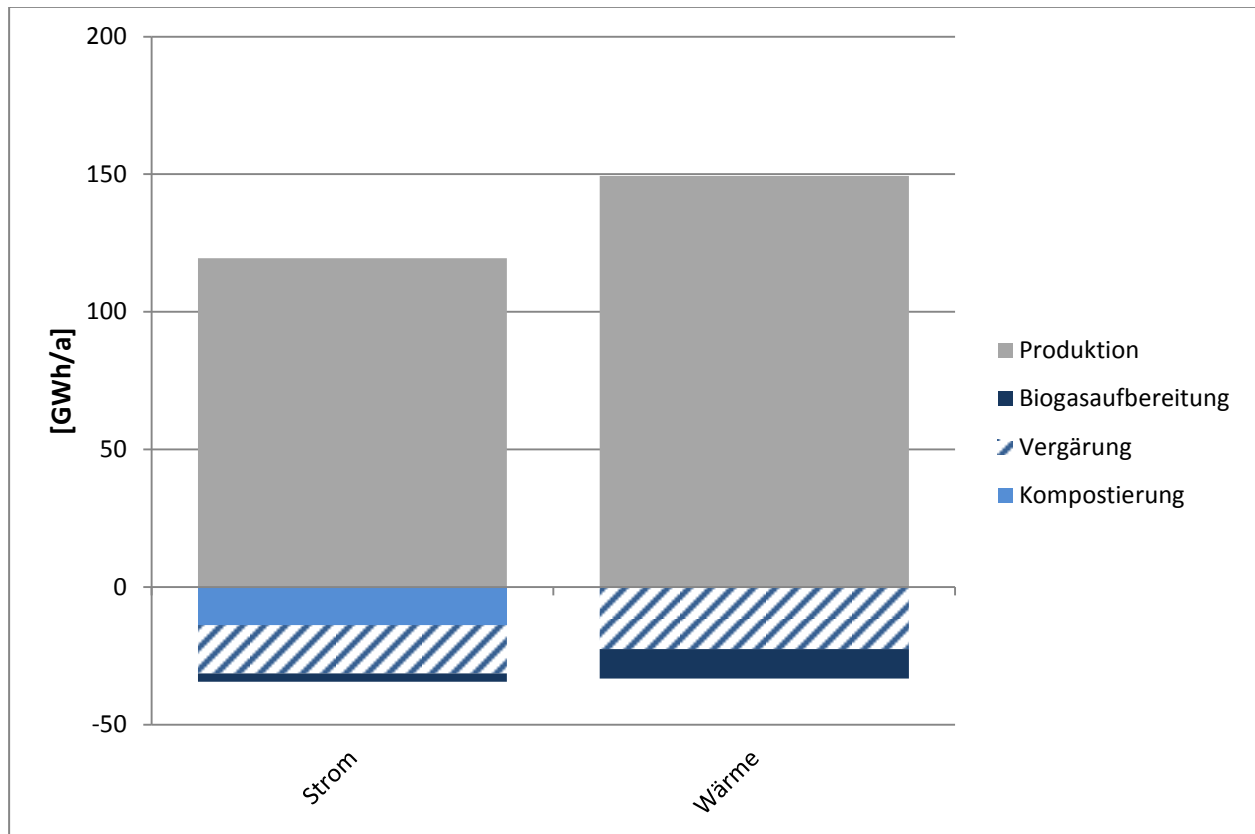


Abbildung 32: Strom- und Wärmebilanzen für die Bioabfallbehandlung in Qingdao

In den Bioabfällen sind rund 300 t/a Phosphor und rund 1.800 t/a Stickstoff enthalten. Rund 263 t/a Phosphor und rund 1.020 t/a Stickstoff sind nach der Behandlung im Kompost enthalten. Die restlichen 37 t/a Phosphor und 780 t/a Stickstoff gehen während der Behandlung als Verluste verloren.

7.5 Sensitivitätsanalysen

Im Folgenden wird, analog zu den Sensitivitätsanalysen in Hamburg, für die Stadt Qingdao anhand von zwei Beispielen gezeigt, welchen Einfluss eine Änderung der Werte einiger Schlüsselparameter (sensitive Parameter) auf die Werte bestimmter Variablen nimmt.

Dabei handelt es sich um die Variablen Trinkwasserbereitstellung und Wärmerückgewinnung. Die Auswahl der Beispiele für die Sensitivitätsanalysen erfolgte aufgrund der Unsicherheiten, die bezüglich der Trinkwasserverbrauchsmuster in Haushalten (TZW 2015) bestehen. Das Beispiel zur Wärmerückgewinnung wurde aufgrund der signifikanten Unsicherheiten bei dieser Variable (siehe

Kapitel 5.5.4) eingeführt. Die sensitiven Parameter in der Stoffstrommodellierung wurden bereits in Kapitel 5.5.7 in tabellarischer Form vorgestellt und werden hier nicht behandelt.

Beispiel 1: Reduzierung des Trinkwasserbedarfs

Reduzierung des TW-Bedarfs beim Referenzsystem „Konv“

Der TW-Bedarf für das Referenzsystem „Konv“ liegt bei rund 425 Mio. m³/a (siehe auch Kapitel 7.1). Bei einer Reduzierung des TW-Bedarfs zum Baden, Duschen und zur Körperpflege (39 l/E*d) sowie zur Toilettenspülung (29 l/E*d) um 20% (der TW-Bedarf für weitere Nutzungszwecke bleibt unverändert), würde der TW-Bedarf bei rund 372 Mio. m³/a liegen. Dadurch könnte eine TW-Einsparung von rund 12%, eine Energieeinsparung von rund 12% bei der TW-Bereitstellung (von rund 180 GWh/a auf etwa 157 GWh/a) sowie eine Energieeinsparung von rund 13% bei der Abwasserbehandlung (von rund 152 GWh/a auf etwa 132 GWh/a) erzielt werden. Solch eine TW-Einsparung könnte, wie in Kapitel 6.5 beschrieben, durch den Einsatz von Wasserspartoiletten, weitere Wassersparmaßnahmen und veränderte Nutzungsgewohnheiten beim Wasserverbrauch erreicht werden.

Reduzierung des TW-Bedarfs bei den fünf alternativen technischen Systemvarianten

Der TW-Bedarf bei allen betrachteten alternativen Systemvarianten liegt bei rund 312 Mio. m³/a (siehe auch Kapitel 7.1). Bei einer Reduzierung des TW-Bedarfs zum Baden, Duschen und zur Körperpflege (39 l/E*d) um 20% (der TW-Bedarf für weitere Nutzungszwecke bleibt unverändert und für die Toilettenspülung wird Brauchwasser eingesetzt), würde der TW-Bedarf bei rund 281 Mio. m³/a liegen. Dadurch könnte eine TW-Einsparung von rund 10% und eine Energieeinsparung von rund 10% bei der TW-Bereitstellung (von rund 132 GWh/a auf rund 119 GWh/a) erzielt werden. Darüber hinaus könnte beispielsweise für die GW-Behandlung bei der Systemvariante „Semizentral“ eine Energieeinsparung von rund 14% und bei den Systemvarianten „HWC“, „KonvGrau“ sowie „Trockensystem“ von rund 11% erzielt werden.

In der Sensitivitätsanalyse wurde, sowohl beim Referenzsystem „Konv“ als auch bei den alternativen technischen Systemvarianten, von einer konservativen Variablenänderung bzw. Reduzierung des TW-Bedarfs ausgegangen. (Kenway et al. 2013) schlagen hier eine Reduzierung des TW-Bedarfs um ca. 45% vor.

Beispiel 2: Wärmerückgewinnung aus Ab-/Grauwasser

Wärmerückgewinnung aus Abwasser bei der Systemvariante „Konv-opt“

Die Wärmerückgewinnung aus dem Abwasser beträgt in der technischen Systemvariante „Konv-opt“ rund 471 GWh/a (siehe auch Kapitel 7.2.9). Bei einem Anstieg der WRG-Verluste von derzeit 30% auf 50%, etwa durch ungünstige Rahmenbedingungen (siehe Kapitel 5.5.4), würde die Wärmerückgewinnung nur noch rund 336 GWh/a betragen. Dies bedeutet, dass eine Reduktion der Wärmerückgewinnung aus dem Abwasser um 29% durch die höheren WRG-Verluste verursacht wird.

Wärmerückgewinnung aus Grauwasser bei den Systemvarianten „KonvGrau“ und „Trockensystem“

Die Wärmerückgewinnung aus dem Grauwasser beträgt in den technischen Systemvarianten „KonvGrau“ und „Trockensystem“ 2.592 GWh/a (siehe auch Kapitel 6.2.10). Hier würde die Wärmerückgewinnung bei einem Anstieg der WRG-Verluste von derzeit 30% auf 50% nur noch rund 1.851 GWh/a betragen, was eine Reduktion der Wärmerückgewinnung um 29% bedeuten würde.

7.6 Monte-Carlo-Analysen

In diesem Kapitel werden die möglichen Verteilungen der Monte-Carlo-Simulationsergebnisse mit einem Sample von 100.000 Wiederholungen auf Basis der vorhandenen Kenntnisse über die Parameter (siehe Kapitel 11.1) anhand von zwei Beispielen für die Stadt Qingdao dargestellt.

Beispiel 1: Monte-Carlo-Simulation für die Wassermodellierung

Die Monte-Carlo-Simulation hat für die Variable TW-Bereitstellung im Referenzsystem „Konv“ einen Median bzw. 50%-Perzentil von 420 Mio. m³/a ergeben. 90% der zufällig berechneten Simulationsergebnisse liegen dabei zwischen 347 Mio. m³/a (5% Perzentil) und 515 Mio. m³/a (95% Perzentil). Bei den fünf alternativen technischen Systemvarianten liegt der Median der Monte-Carlo-Simulation für die Variable TW-Bereitstellung bei 310 Mio. m³/a. 90% der Simulationsergebnisse liegen dabei zwischen 250 Mio. m³/a (5% Perzentil) und 388 Mio. m³/a (95% Perzentil).

Die genannten Medianwerte liegen minimal unter den berechneten Mittelwerten (siehe Kapitel 7.1).

In „KonvGrau“ liegt der Median der Monte-Carlo-Simulation für den Brauchwasserüberschuss bei 143 Mio. m³/a. 90% der Simulationsergebnisse liegen dabei zwischen 76 Mio. m³/a und 215 Mio. m³/a. Für „HWC“ beträgt der Median der Monte-Carlo-Simulation für den Brauchwasserüberschuss 230 Mio. m³/a. Hier liegen 90% der Simulationsergebnisse zwischen 180 Mio. m³/a und 300 Mio. m³/a. Der Median von „Trockensystem“ beträgt 236 Mio. m³/a für den Brauchwasserüberschuss. Hier liegen 90% der Simulationsergebnisse zwischen 187 Mio. m³/a und 303 Mio. m³/a. In „Semizentral“ liegt der

Median der Monte-Carlo-Simulation für den Brauchwasserüberschuss bei 84 Mio. m³/a und 90% der Simulationsergebnisse liegen dabei zwischen 21 Mio. m³/a und 150 Mio. m³/a.

Auch hier liegen die Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulation und der Berechnungen aus Kapitel 7.1 sehr eng beieinander.

Abbildung 33 stellt die Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulation für die Wassermodellierung dar.

Beispiel 2: Monte-Carlo-Simulation für die Energiemodellierung

Die Monte-Carlo-Simulation hat für die Variable Strombilanz im Referenzsystem „Konv“ einen Median bzw. 50%-Perzentil von -312 GWh/a ergeben. 90% der Simulationsergebnisse liegen dabei zwischen -439 GWh/a (5% Perzentil) und -176 GWh/a (95% Perzentil). In „Konv-opt“ liegt der Median bei -495 GWh/a, das 5% Perzentil bei -661 GWh/a und das 95% Perzentil bei -343 GWh/a. Bei „KonvGrau“ beträgt der Median -677 GWh/a und 90% der Simulationsergebnisse liegen zwischen -936 GWh/a und -494 GWh/a. Bei „HWC“ ist ein Median von -655 GWh/a festzustellen. Hier liegt das 5% Perzentil bei -909 GWh/a und das 95% Perzentil bei -464 GWh/a. „Semizentral“ hat einen Median von -530 GWh/a. 90% der Simulationsergebnisse liegen dabei zwischen -724 GWh/a und -364 GWh/a. Bei „Trockensystem“ betragen der Median -517 GWh/a, das 5% Perzentil -688 GWh/a und das 95% Perzentil -392 GWh/a. Die Medianwerte zu den Strombilanzen liegen alle deutlich niedriger im Vergleich zu den berechneten Werten aus Kapitel 7.2.

Abbildung 34 stellt die Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulation für die Strombilanzen in Qingdao dar.

Ähnlich wie bei den Ergebnissen für Hamburg, lässt sich auch für Qingdao feststellen, dass die Spanne zwischen den Minimum- und Maximumwerten sehr groß ist. Wie bereits in Kapitel 6.6 erläutert, wären hier für eine genauere Berechnung der Variablen, explizite Kenntnisse über die eingesetzten Parameterwerte und insbesondere über die sensitiven Parameterwerte notwendig. Ein Ranking der Parameter könnte helfen, die Parameter zu identifizieren, welche für eine präzisere Berechnung der Variablen genauer bekannt sein müssen.

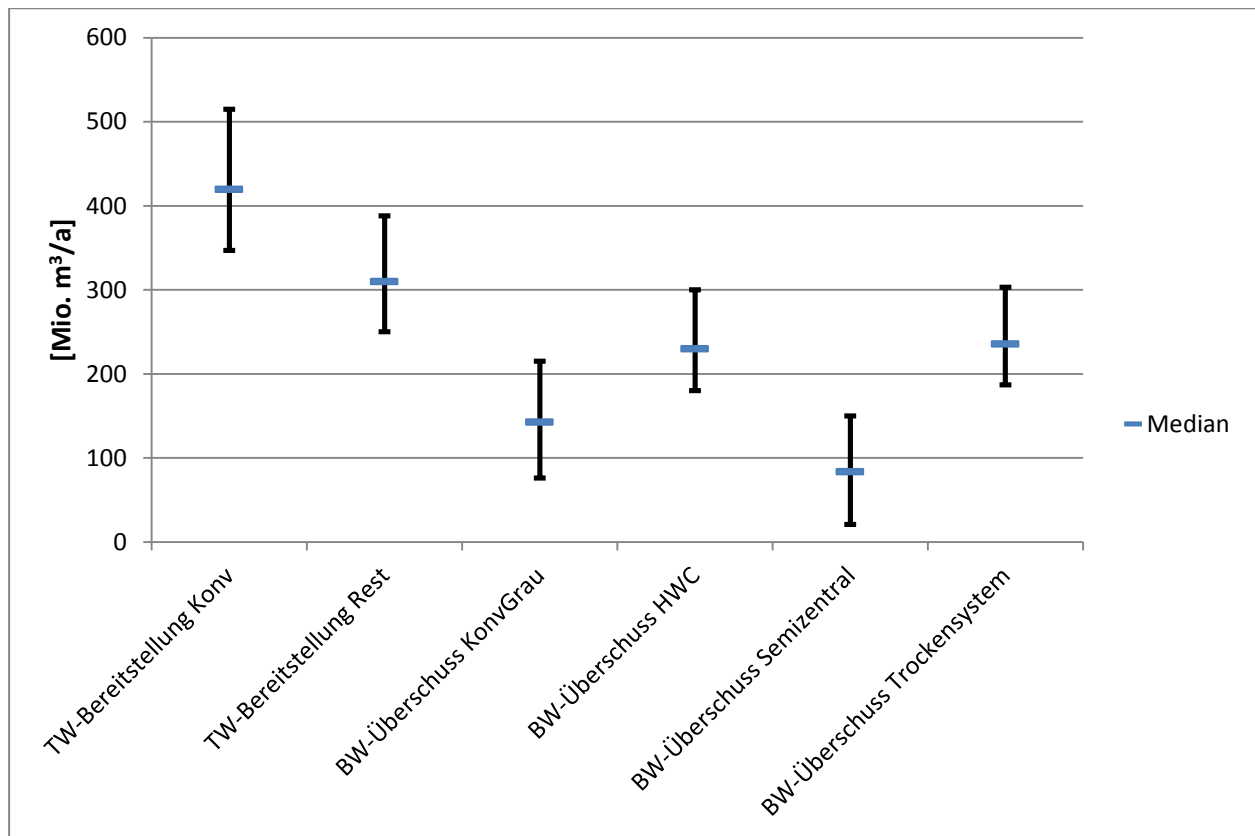


Abbildung 33: Monte-Carlo-Simulation für die TW-Bereitstellung und den BW-Überschuss in Qingdao

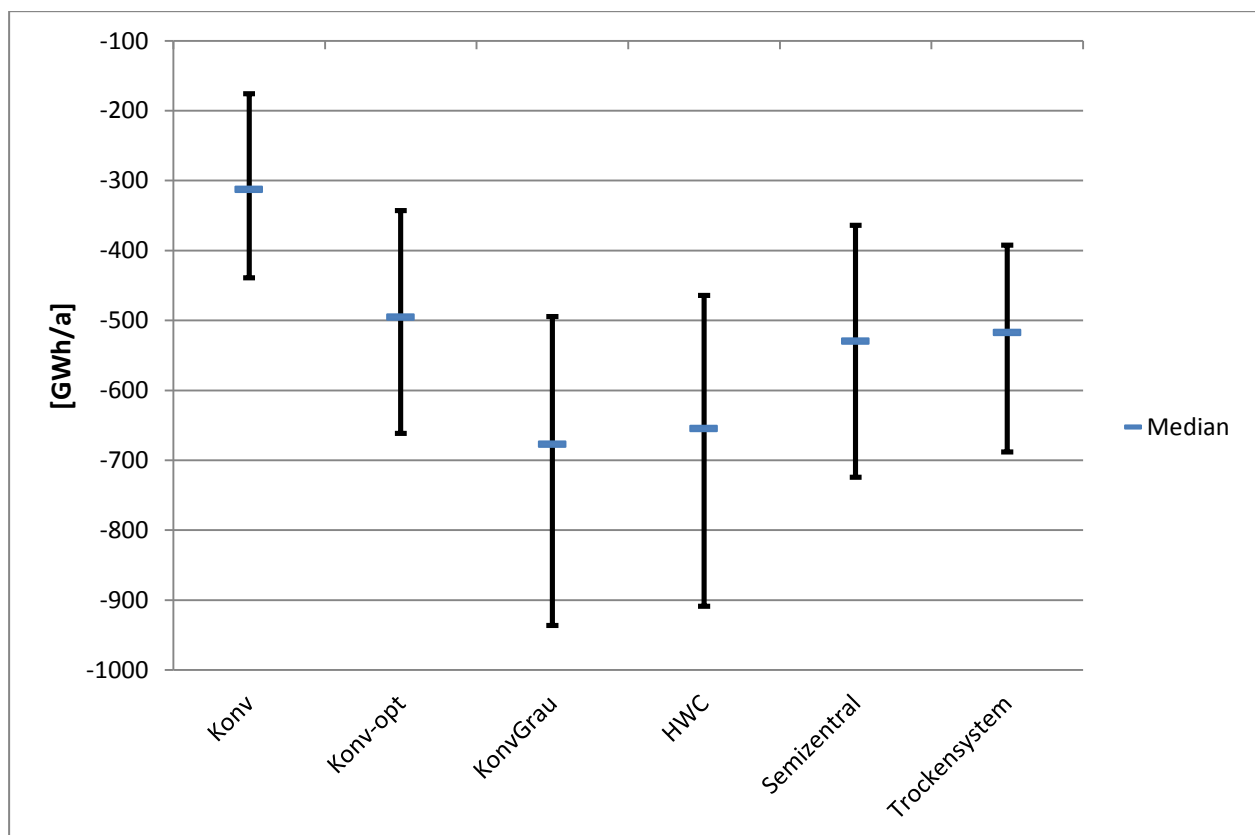


Abbildung 34: Monte-Carlo-Simulation für die Strombilanzen in Qingdao

7.7 Nutzwertanalyse

Dieses Kapitel beinhaltet die Ergebnisse der verschiedenen Bewertungen für die Stadt Qingdao. Die Vorgehensweise zur Durchführung der Nutzwertanalysen wurde bereits in Kapitel 5.6 ausführlich beschrieben.

In Tabelle 26 werden, die Bewertungsergebnisse⁶⁸ der sechs betrachteten technischen Systemvarianten bei Gleichgewichtung der Bewertungskategorien innerhalb der drei Bewertungskategorien „Ökologie“, „Technik“ und „Soziokulturelles“ sowie als Gesamtbewertung dargestellt. Dabei ist die nachhaltigste technische Systemvariante grün und die nicht-nachhaltigste technische Systemvariante rot markiert. Die beste technische Systemvariante innerhalb der drei Bewertungskategorien ist blau und die schlechteste gelb markiert. Bei der gleichgewichteten Bewertung schneiden in der Bewertungskategorie „Ökologie“ „Trockensystem“ als beste technische Systemvariante und das Referenzsystem „Konv“ als schlechteste technische Systemvariante ab. Ähnlich wie in Hamburg, liegt dies an den Ergebnissen der Stoffstromanalysen bzw. den schlechteren ökologischen Bilanzen, die in den Kapiteln 7.1, 7.2 und 7.3 ausführlich diskutiert wurden. In der Bewertungskategorie „Technik“ stehen „Semizentral“ an erster und „HWC“ an letzter Stelle. Die beste technische Systemvariante in der Bewertungskategorie „Soziokulturelles“ ist „Semizentral“ und die schlechteste technische Systemvariante „Trockensystem“. In der Gesamtbewertung steht bei Gleichgewichtung der Bewertungskategorien „Semizentral“ an erster, „Konv“ an fünfter und „HWC“ an letzter Stelle (siehe Tabelle 26). Die Bewertungsergebnisse bei den qualitativen Bewertungskategorien entstanden auf Basis der Grundüberlegungen, welche in Kapitel 6.7 diskutiert wurden (die Grundüberlegungen gelten sowohl für Hamburg als auch für Qingdao).

Zur Überprüfung der Stabilität der Bewertungsergebnisse bzw. um die Auswirkungen unterschiedlicher Prioritätssetzungen festzustellen, wurden in einem zweiten Schritt Sensitivitätsanalysen durchgeführt. Wie in Hamburg wurden jeweils eine der drei Bewertungskategorien „Ökologie“, „Technik“ und „Soziokulturelles“ priorisiert und entsprechend höher gewichtet (siehe auch Kapitel 5.6.3). Zusätzlich wurden analog zu Hamburg für Qingdao in einem weiteren Schritt einzelne Bewertungskriterien innerhalb der Bewertungskategorie „Ökologie“ höher gewichtet (siehe Kapitel 6.7).

Tabelle 43 im Anhang 11.8 stellt die Bewertungsergebnisse mit höherer Gewichtung der Bewertungskategorie „Ökologie“ dar. Die Ergebnisse mit der Priorisierung der Bewertungskategorie „Technik“ werden in Tabelle 44 und die Ergebnisse mit der Priorisierung der Bewertungskategorie „Soziokulturelles“ in Tabelle 45 des Anhangs dargestellt.

Bei allen durchgeführten Sensitivitätsanalysen und Priorisierungen ergibt sich innerhalb der drei Bewertungskategorien ein ähnliches Bild zur gleichgewichteten Bewertung. In der Bewertungskategorie „Ökologie“ steht „Trockensystem“ an erster und das Referenzsystem „Konv“ aufgrund schlechterer ökologischer Bilanzen an letzter Stelle. In der Bewertungskategorie „Technik“ schneidet „Semizentral“

⁶⁸ Bei den dargestellten Ergebnissen sind die Werte auf zwei Dezimalstellen gerundet.

als beste und „HWC“ als schlechteste Systemvariante ab und in der Bewertungskategorie „Soziokulturelles“ steht „Semizentral“ an erster und „Trockensystem“ an letzter Stelle. In der Gesamtbewertung sind jedoch unterschiedliche Bewertungsergebnisse festzustellen. Bei der höheren Gewichtung der Bewertungskategorie „Ökologie“ (siehe Tabelle 43) steht „Trockensystem“ an erster und das Referenzsystem „Konv“ an letzter Stelle. Bei einer höheren Gewichtung der Bewertungskategorie „Technik“ (siehe Tabelle 44) schneidet „Semizentral“ als die nachhaltigste technische Systemvariante und „HWC“ als die nicht-nachhaltigste technische Systemvariante ab. Das Referenzsystem „Konv“ hat hier den vierten Platz inne. Bei einer Priorisierung der Bewertungskategorie „Soziokulturelles“ (siehe Tabelle 45) steht „Semizentral“ an erster, „Konv“ an vierter und „Trockensystem“ an letzter Stelle.

Tabelle 27 stellt eine Zusammenfassung der Ergebnisse aller durchgeführten Bewertungen nach verschiedenen Gewichtungen der drei Bewertungskategorien dar. Außerdem wird für jede Bewertung eine Rangliste der sechs betrachteten technischen Systemvarianten aufgestellt. Die nachhaltigste Systemvariante ist grün und die nicht-nachhaltigste rot markiert. Dabei wird ebenso wie in Hamburg deutlich, dass die technische Systemvariante „Semizentral“ bei drei der vier durchgeführten Bewertungen an erster Stelle und lediglich bei Priorisierung der Bewertungskategorie „Ökologie“ an zweiter Stelle steht. Das Referenzsystem „Konv“ steht bei den verschiedenen Bewertungen zwischen den Plätzen vier und sechs. Wie bereits oben beschrieben, liegt dies hauptsächlich an den schlechteren Stoffstrommodellierungsergebnissen, jedoch auch an den Ergebnissen der qualitativen Kategorien/Kriterien. Bei vier von fünf der ökologischen Kriterien schneidet das Referenzsystem schlecht ab. Zwar weist „Konv“ eine bessere Strombilanz verglichen mit den alternativen Varianten auf, hinsichtlich Trinkwasserbedarf, Wärmebilanz, Nährstoffeinträge in Gewässer sowie Phosphorrückgewinnung weist das Referenzsystem jedoch Nachteile auf.

Bei der Priorisierung bzw. höheren Gewichtung einzelner Bewertungskriterien innerhalb der Bewertungskategorie „Ökologie“ ergibt sich ein ähnliches Bild wie für Hamburg (siehe Kapitel 6.7).

Tabelle 26: Nutzwertanalyse mit Gleichgewichtung der Bewertungskategorien für Qingdao

Bewertungskategorien/-kriterien	Gewichtung	Konv		Konv-opt		KonvGrau		HWC*		Semizentral*		Trockensystem	
<u>Ökologie</u>	Gewichtung	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert
Trinkwasserbedarf	6.67	1	6.67	5	33.33	5	33.33	5	33.33	5	33.33	5	33.33
Strombilanz (Produktion - Bedarf)	6.67	5	33.33	2	13.33	1	6.67	1	6.67	2	13.33	2	13.33
Wärmebilanz (Produktion - Bedarf)	6.67	2	13.33	2	13.33	5	33.33	1	6.67	1	6.67	5	33.33
Gewässerschutz (Reduzierung des Eintrags von N und P)	6.67	1	6.67	1	6.67	3	20.00	5	33.33	4	26.67	5	33.33
Phosphorrückgewinnung	6.67	1	6.67	2	13.33	1	6.67	4	26.67	3	20.00	5	33.33
Summe (Ökologie)	33.33	10	66.67	12	80.00	15	100.00	16	106.67	15	100.00	22	146.67
<u>Technik</u>	Gewichtung	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert
Betriebssicherheit/Robustheit	11.11	5	55.56	4	44.44	4	44.44	1	11.11	4	44.44	2	22.22
Anpassungsfähigkeit (Skalierbarkeit/Erweiterbarkeit/Flexibilität), Integrierbarkeit mit anderen/bestehenden Infrastruktursystemen (z.B. Bioabfallbehandlung)	11.11	1	11.11	1	11.11	2	22.22	5	55.56	5	55.56	5	55.56
Monitoring-Aufwand	11.11	5	55.56	5	55.56	4	44.44	1	11.11	3	33.33	4	44.44
Summe (Technik)	33.33	11	122.22	10	111.11	10	111.11	7	77.78	12	133.33	11	122.22
<u>Soziokulturelles</u>	Gewichtung	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert
Bedienungscomfort/Alltagstauglichkeit	4.76	5	23.81	5	23.81	5	23.81	3	14.29	5	23.81	1	4.76
Adaptionsfähigkeit/ Bereitschaft (Akzeptanz) zur Verhaltensänderung	4.76	5	23.81	5	23.81	5	23.81	3	14.29	5	23.81	1	4.76
Systemkonformes Verhalten (Verantwortung der Nutzer / kein Missbrauch)	4.76	5	23.81	5	23.81	5	23.81	1	4.76	5	23.81	2	9.52
Schaffung von Umweltbewusstsein	4.76	1	4.76	2	9.52	2	9.52	4	19.05	2	9.52	5	23.81
Lärmbelästigung	4.76	5	23.81	5	23.81	5	23.81	1	4.76	5	23.81	5	23.81
Geruchsbelästigung	4.76	5	23.81	5	23.81	5	23.81	5	23.81	5	23.81	1	4.76
Internationale Wettbewerbsfähigkeit (Exportpotenzial/Schaffung von Arbeitsplätzen)	4.76	1	4.76	2	9.52	3	14.29	5	23.81	5	23.81	2	9.52
Summe (Soziokulturelles)	33.33	27	128.57	29	138.10	30	142.86	22	104.76	32	152.38	17	80.95
Gesamtsumme	100.00	48	317.46	51	329.21	55	353.97	45	289.21	59	385.71	50	349.84

*Die eingesetzten Co-Substratmengen in diesen Systemvarianten unterscheiden sich von den Co-Substratmengen in den Umsetzungsprojekten (siehe Kapitel 5.5.4).

Nachhaltigste Systemvariante in der Gesamtbewertung	Beste Systemvariante innerhalb der Bewertungskategorien
Nicht-nachhaltigste Systemvariante in der Gesamtbewertung	Schlechteste Systemvariante innerhalb der Bewertungskategorien

Tabelle 27: Zusammenfassung der Bewertung und Rangliste der Alternativen nach verschiedenen Gewichtungen für Qingdao

	Konv	Konv-opt	KonvGrau	HWC	Semizentral	Trockensystem
Bewertung/Nutzwert (Gleichgewichtung der Bewertungskategorien)	317	329	354	289	386	350
Rangliste	5	4	2	6	1	3
Bewertung/Nutzwert (höhere Gewichtung der Bewertungskategorie "Ökologie")	259	311	327	318	356	395
Rangliste	6	5	3	4	2	1
Bewertung/Nutzwert (höhere Gewichtung der Bewertungskategorie "Technik")	342	338	344	265	396	358
Rangliste	4	5	3	6	1	2
Bewertung/Nutzwert (höhere Gewichtung der Bewertungskategorie "Soziokulturelles")	352	378	391	305	425	296
Rangliste	4	3	2	5	1	6

Nachhaltigste Systemvariante

Nicht-nachhaltigste Systemvariante

8 Weitergehende Ergebnisanalyse

Wissenschaftliche Studien im Bereich alternativer Wasserinfrastruktursysteme wurden bisher wie in Kapitel 2.4 diskutiert nur für Pilot- und Demonstrationsprojekte bzw. in kleinerem Maßstab durchgeführt. Aus den gewonnenen Erkenntnissen durch die Analyse der vorhandenen Projekte lässt sich nur schwer ableiten, ob die Transformation von Wasserinfrastruktursystemen sinnvoll ist. Untersuchungen auf Gesamtstadtebene sind mit der Ausnahme der Arbeit von (Meininger 2010) nicht vorhanden. Die vorliegende Arbeit stellt erstmalig die systematische Bilanzierung der Wasser-, Energie-, Phosphor- und Stickstoffströme für die vorgestellten technischen Systemvarianten (siehe Kapitel 5.4.2) sowohl auf der Versorgungs- als auch auf der Entsorgungsseite für ganze Städte bzw. auf Gesamtstadtebene für zwei Städte aus je einem Industrie- und Schwellenland vor. Um die Aussagekraft und Empfindlichkeit bzw. „Stabilität“ der Stoffstrommodellierungsergebnisse besser analysieren und interpretieren zu können, wurden Sensitivitätsanalysen und Monte-Carlo-Simulationen durchgeführt. Selbst für konventionelle bzw. bereits bestehende zentrale Wasserinfrastruktursysteme gibt es in diesem Kontext keine wissenschaftlichen Studien.

Der Grund für die Auswahl der Stoffströme in dieser Arbeit war, dass in der Siedlungswasserwirtschaft die Themen Wasser, Energie und Nährstoffe eng miteinander verbunden sind und nicht losgelöst voneinander betrachtet werden sollten (siehe Kapitel 5.5.2). Die Auswahl der technischen Systemvarianten wurde hinsichtlich des technisch Möglichen (aktueller Stand der Technik), aktueller Trends bezüglich weiterer Optimierungen und Entwicklungen sowie derzeit in der Umsetzung befindlicher technischer Systemvarianten getroffen.

Als Fallbeispiele wurden die Städte Hamburg und Qingdao untersucht. Die Abwasserbehandlung in Hamburg entspricht in großem Maße dem Durchschnitt in Deutschland. Daher eignet sich die Stadt hervorragend als Modell für die typische Großstadt in Deutschland. Die Wasserinfrastruktur in Qingdao gehört zu den fortschrittlichsten Wasserinfrastrukturen in China und kann nicht als typisch für chinesische Städte bezeichnet werden. Der technische Stand der Wasserversorgung und Abwasserentsorgung in Qingdao befindet sich auf einem mit dem technischen Stand in Deutschland vergleichbaren Niveau. Deshalb eignet sich die Stadt Qingdao trotz unterschiedlicher Hintergründe (Industrie- vs. Schwellenland, Geographie, Kultur, Ökonomie usw.) zum Vergleich mit einer deutschen bzw. europäischen Stadt mit hohem technischen Stand der Wasserinfrastruktur.

Neben den Wasserinfrastruktursystemen wurden auch die Behandlung von Bioabfällen auf Gesamtstadtebene sowie deren Potenzial zur Energie- und Nährstoffrückgewinnung untersucht.

Für einen aussagekräftigen Vergleich wurden die untersuchten technischen Systemvarianten für beide Städte mithilfe der quantitativen Stoffstrommodellierungsergebnisse und unter Berücksichtigung weiterer qualitativer Bewertungskriterien (insgesamt 15 Bewertungskriterien (siehe Tabelle 8))

bewertet. Somit liefern die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit sowohl aus Stoffstromsicht als auch aus einer ganzheitlichen Sicht erstmalig neue Erkenntnisse, welche als eine fundierte Grundlage für

- die Identifizierung von Potenzialen zur Ressourcenschonung/-effizienz bei einer mittel- bis langfristigen Transformation der Wasserinfrastruktur auf Gesamtstadtebene,
- die Identifizierung der nachhaltigsten technischen Systemvariante auf Gesamtstadtebene sowie
- die Bewertung der Sinnhaftigkeit einer mittel- bis langfristigen Transformation der Wasserinfrastruktur in den untersuchten sowie weiteren Städten

dienen kann.

Für die Bilanzierung der verschiedenen Stoff- und Energieströme wurde mit der Software SIMBOX ein Modellierungstool entwickelt. Darin wurden alle Stoff- und Energieflüsse sowie die Zusammenhänge bzw. Beziehungen der verschiedenen Flüsse über mathematische Gleichungen definiert. Dieses Tool ermöglicht die Analyse verschiedener Wasserinfrastruktursysteme auf verschiedenen Ebenen unter Berücksichtigung von stadtspezifischen Merkmalen wie z.B. Fläche, Versiegelungsgrad, Abflussbeiwert, Infiltrations- und Exfiltrationsraten, Anteil des Misch- bzw. Trennsystems, Niederschlagsmengen, Einwohnerzahl, spezifischer TW-Bedarf etc., indem die eingesetzten Gleichungen sowie Parameterwerte angepasst werden. Neben dem Modellierungstool kann die zusammengestellte Datenbank den Rechercheaufwand für die Untersuchung weiterer Systeme deutlich reduzieren und als eine fundierte Grundlage für folgende Studien dienen.

Die weitergehende Ergebnisanalyse beinhaltet folgende Punkte, die in den Kapiteln 8.1 - 8.5 diskutiert werden:

- Stoffstromanalysen,
- Bewertung,
- Transformation,
- Schlussfolgerungen,
- Übertragbarkeit der Ergebnisse.

8.1 Stoffstromanalysen

Die Ergebnisse der durchgeführten Stoffstromanalysen machen deutlich, dass alternative Wasserinfrastruktursysteme neben einer Effizienzsteigerung zur Verringerung des Ressourcenverbrauchs führen können. Dies konnte auch in anderen Untersuchungen zu alternativen Wasserinfrastruktursystemen gezeigt werden (Woltersdorf 2016; Nolde 2012; Rauschning et al. 2011; Meinzinger 2010; Hillenbrand 2009; Schmitt et al. 2009; DWA 2008b; Lixia et al. 2008; Oldenburg et al. 2008; LINZ AG Abwasser 2006).

In diesem Unterkapitel werden die Ergebnisse der durchgeführten Stoffstromanalysen unterteilt nach den Wasser-, Energie-, Nährstoffströmen und der Bioabfallbehandlung diskutiert. Daraufhin folgt eine übergreifende Diskussion zu den Stoffstromanalysen.

8.1.1 Wasserströme

Die Stoffstromanalysen haben gezeigt, dass die Einführung alternativer Wasserinfrastruktursysteme mit Kreislaufführung der Wasserressourcen bzw. Brauchwassernutzung für die Toilettenspülung zu Trinkwassereinsparungen von 24% in Hamburg bis 27% in Qingdao führen kann. Bezogen auf den Aspekt Trinkwassereinsparung gibt es bei den fünf alternativen Wasserinfrastruktursystemen („Konv-opt“, „KonvGrau“, „HWC“, „Semizentral“ und „Trockensystem“) keine Differenz und somit keine bevorzugte Systemvariante. Alle alternativen Systeme bieten im Vergleich zum Referenzsystem signifikante Vorteile. Dieses Ergebnis konnte auch in vielen anderen Untersuchungen (siehe auch Kapitel 2.4) zu alternativen Wasserinfrastrukturen gezeigt werden (Nolde 2012; Hillenbrand 2009; Oldenburg et al. 2008). Die Differenz bei der Trinkwassereinsparung zwischen Hamburg und Qingdao entsteht zum einen durch den unterschiedlichen spezifischen Trinkwasserbedarf und zum anderen durch die unterschiedlichen Exfiltrationsraten aus der Trinkwasserleitung der beiden Städte. Die Differenz im spezifischen Trinkwasserbedarf in den Städten führt zu einem unterschiedlichen Wasserbedarf für die Toilettenspülung, welcher durch die Wasserwiederverwendung eingespart werden kann (siehe dazu auch Kapitel 5.5.4). Wird das Brauchwasser – bei gegebener Akzeptanz seitens der Bevölkerung – auch für andere Nutzungszwecke eingesetzt, die nicht zwingend eine Trinkwasserqualität erfordern (wie z.B. Wäschewaschen, Raumreinigung und Gartenbewässerung), ist weiterhin eine erhebliche Reduzierung des Trinkwasserbedarfs und damit gleichzeitig des Abwasseranfalls möglich. Somit können natürliche Wasservorkommen geschont werden, der Einsatz von Chemikalien und Energie zur Trinkwasseraufbereitung/-bereitstellung verringert und Kläranlagen sowie Gewässer entlastet werden. Die Ergebnisse zeigen deutlich (siehe Abbildung 15 und Abbildung 25), dass aufgrund der geringen Nutzung der zur Verfügung stehenden Brauchwassermengen (nur zur Toilettenspülung) ein erheblicher Brauchwasserüberschuss erzeugt wird. Diese Ergebnisse haben sich auch im Rahmen des Forschungsprojektes netWORKS3 für verschiedene Modellgebiete in Frankfurt am Main und Hamburg bestätigt (Davoudi et al. 2016). Der Brauchwasserüberschuss ist bei „Trockensystem“ (keine Brauchwassernutzung) am höchsten, gefolgt von „HWC“ (Vakuumsystem), „KonvGrau“ und „Semizentral“. Der höhere Brauchwasserüberschuss bei „KonvGrau“ im Vergleich zu „Semizentral“ entsteht dadurch, dass im System „KonvGrau“ schwerbelastetes Grauwasser und im System „Semizentral“ schwach belastetes Grauwasser behandelt und als Brauchwasser zur Verfügung steht. Beim Referenzsystem „Konv“ wird aufgrund des 1-Stoffstromsystems⁶⁹ kein Brauchwasser erzeugt. Bei

⁶⁹ Gemeinsame Erfassung, Ableitung und Behandlung der verschiedenen Abwasserteilströme, mit oder ohne Regenwasser.

der Systemvariante „Konv-opt“ wird nur der Anteil des Regenwassers behandelt und als Brauchwasser eingesetzt, welcher zur Deckung des Wasserbedarfs für die Toilettenspülung benötigt wird. Entsprechend gibt es auch bei dieser Systemvariante keinen Brauchwasserüberschuss. Weiterhin kann der Brauchwasserüberschuss zukünftig vielfältig eingesetzt werden, zum Beispiel im Bereich der Gebäudekühlung, Straßenreinigung, Brauchwasserbereitstellung für Industrie bzw. Gewerbe und Haushalte aus angrenzenden Gebieten oder zum Urban Gardening. Alternativ kann es kleinräumig versickert bzw. in Gewässer eingeleitet werden. Um mögliche Probleme bei der „Beseitigung“ des überschüssigen Brauchwassers zu vermeiden, sollte vor der Implementierung von alternativen Wasserinfrastruktursystemen eine sorgfältige Planung zur Wiederverwendung des Brauchwassers bzw. Rückführung des Brauchwassers in die Umwelt durchgeführt werden. Denn nicht immer und überall finden sich Abnehmer für eine Brauchwassernutzung und die Einleitung bzw. Versickerung ist nicht zwangsweise ohne weiteres möglich.

Zum Aspekt Wasserbedarf in Haushalten ist anzumerken, dass große Unsicherheiten bezüglich der Verbrauchsmuster bestehen (TZW 2015). Die verfügbaren Daten (siehe Kapitel 5.5.4) basieren auf Erhebungen aus den 70er/80er Jahren, so dass eine veränderte Trinkwasserverwendung im Haushalt (nach unterschiedlichen Nutzungsarten) als große Unsicherheit in die Berechnungen eingeht. Eine Veränderung des Verbrauchsmusters würde auch eine Veränderung der Abwasserteilstrommengen implizieren.

Weitere Details zu den Wasserströmen/-ergebnissen sind für Hamburg in Kapitel 6.1 und für Qingdao in Kapitel 7.1 dargestellt.

8.1.2 Energieströme

Hinsichtlich der Energieströme beschäftigen sich die bisher vorhandenen Studien (siehe Kapitel 2.4) meist nur mit Teilaspekten. Der Fokus liegt oft auf dem Energieverbrauch und die Gesamtbilanz wird nicht näher betrachtet. Zum Vergleich von konventionellen und alternativen Systemen müssten jedoch alle Energieverbräuche aber auch alle produzierten Energiemengen berücksichtigt werden.

Bei der Betrachtung der Energiebilanzen unter Berücksichtigung aller einzelnen Energieströme, von der Trinkwasserbereitstellung bis hin zur Abwasserbehandlung und Energieproduktion, lässt sich feststellen, dass das Referenzsystem „Konv“ sowohl in Hamburg als auch in Qingdao trotz höherem Energiebedarf zur Trinkwasserbereitstellung⁷⁰, aufgrund der höheren Energiebedarfe für die Behandlung der einzelnen Abwasserteilströme, eine bessere Strombilanz aufweist. Allerdings würde „Konv“ hinsichtlich der Strombilanzen am schlechtesten abschneiden, wenn die Trinkwasserbereitstellung nicht konventionell sondern durch Meerwasserentsalzungsanlagen mit einem etwa 10mal höheren Energiebedarf (siehe Kapitel 5.3.2) erfolgen würde. So würde beispielsweise in Qingdao der Strombedarf für die

⁷⁰ Der Strombedarf für die Trinkwasserbereitstellung wird bei allen alternativen technischen Systemvarianten in Hamburg um 24% und in Qingdao um 27% reduziert.

Trinkwasserbereitstellung nicht bei rund 180 GWh/a bzw. rund 20 kWh/E*a sondern bei rund 1698 GWh/a bzw. rund 189 kWh/E*a liegen. Entsprechend würde die Strombilanz nicht bei rund -336 GWh/a bzw. rund -38 kWh/E*a sondern bei rund -1855 GWh/a bzw. rund -207 kWh/E*a liegen.

Hinsichtlich der Wärmebilanzen schneiden die Systemvarianten mit einer Wärmerückgewinnung aus dem Ab-/Grauwasser („KonvGrau“, „Trockensystem“ und „Konv-opt“) besser ab. In Hamburg steht „HWC“ aufgrund der Co-Substrate hinsichtlich der Wärmebilanzen vor dem Referenzsystem „Konv“ während in Qingdao das System „Konv“ besser als „HWC“ abschneidet.

Allerdings ist die Wärmerückgewinnung aus dem Ab-/Grauwasser kritisch zu prüfen. Die Stoffstrombilanzierungen zeigen ein erhebliches Potenzial zur Wärmerückgewinnung auf und sie scheint eine interessante Energiequelle zu sein. Positiv ist, dass Ab-/Grauwasser regelmäßig anfällt und theoretisch in allen Siedlungs- und Gebäudetypen unabhängig von der Bewohnerdichte zur Wiederverwendung und Wärmerückgewinnung einsetzbar ist, insbesondere die Wärmerückgewinnung aus dem Grauwasserstrom mit den höheren Wassertemperaturen aus Bad, Dusche, Spül- und Waschmaschinen. Wie jedoch aus der Praxis bekannt, ist eine Wärmerückgewinnung an vielen Stellen aufgrund der Gegebenheiten (siehe Kapitel 5.5.4) ökonomisch und technisch nicht möglich bzw. sinnvoll. Inwiefern die Wärmerückgewinnung bei alternativen Wasserinfrastruktursystemen etwa aufgrund von Skaleneffekten (modularer Aufbau, kleinere Einheiten auf Block- oder Quartiersebene) beeinträchtigt wird, ist gegenwärtig schwierig zu beurteilen und müsste näher untersucht werden.

Die Energiebilanzen machen auch deutlich, dass der Einsatz von Co-Substraten – trotz zusätzlichem Energiebedarf für Aufbereitung, Transport und Behandlung der Co-Substrate – zu einer effizienteren Strom- bzw. Wärmeproduktion und somit zu einer besseren Energiebilanz führt. Zur Verbesserung der Energiebilanzen und Steigerung der Energieproduktion ist deshalb die Mitbehandlung von Co-Substraten (soweit technisch möglich) sowohl bei den konventionellen als auch bei den alternativen Wasserinfrastruktursystemen unter der Voraussetzung sinnvoll, dass die Co-Substrate eine positive Energiebilanz aufweisen. Der Einsatz von Co-Substraten ist bereits beim Referenzsystem in Hamburg implementiert und sollte für Qingdao zumindest in Erwägung gezogen werden.

Abschließend bleibt anzumerken, dass die alternativen Wasserinfrastruktursysteme im Vergleich zu den bestehenden Systemen aktuell in den meisten Fällen einen höheren Energiebedarf verursachen. Dieses Ergebnis wird durch weitere Studien bestätigt (Meinzinger 2010; Hillenbrand 2009).

Weitere Details zu den Energieströmen/-ergebnissen finden sich für Hamburg in Kapitel 6.2 und für Qingdao in Kapitel 7.2.

8.1.3 Nährstoffströme

Bezüglich der Nährstoffe Phosphor und Stickstoff lässt sich feststellen, dass durch die Stoffstromtrennung bei den alternativen Wasserinfrastruktursystemen eine Verringerung der Gewässerbelastung möglich ist. Verschiedene andere Untersuchungen (siehe auch Kapitel 2.4)

bestätigen dieses Ergebnis (Woltersdorf 2016; Meininger 2010; Hillenbrand 2009). Somit können die alternativen Wasserinfrastruktursysteme zur Verringerung einer Eutrophierung/Überdüngung der Flüsse und Meere beitragen. Bei den Systemvarianten „Konv“ und „Konv-opt“ werden mehr Phosphor und Stickstoff in Gewässer eingeleitet als bei den anderen Systemvarianten. Bezüglich Nährstoffeinleitung stehen „KonvGrau“ und „Semizentral“ an dritter und vierter Stelle während bei „HWC“ und „Trockensystem“ keine Einleitung in Gewässer stattfindet.

Hinsichtlich einer Versickerung der Brauchwasserüberschüsse bei den alternativen Wasserinfrastruktursystemen wären die Nährstoffemissionen in den Boden höher als beim konventionellen sowie konventionell-optimierten System. Hier könnte die Kreislaufführung und Wiederverwendung des Brauchwassers, neben der Reduzierung des Trinkwasserbedarfs und den Energieeinsparungen bei der Trinkwasserbereitstellung und Abwasserbehandlung, zur Reduktion der Umweltbelastungen im Boden führen. Allerdings ist anzumerken, dass die Nährstoffmengen im überschüssigen Brauchwasser sehr gering (in „HWC“ am höchsten, gefolgt von „Trockensystem“, „KonvGrau“ und „Semizentral“) und vernachlässigbar sind. Im Vergleich dominieren die eingeleiteten oder in Gärresten befindlichen Mengen und im Falle des Stickstoffs Verluste in Form von gasförmigen Emissionen. Auch aus diesem Grund wurde das ökologische Bewertungskriterium „Bodenschutz“ nicht in die Bewertung impliziert.

Der Phosphoroutput befindet sich hauptsächlich in den Reststoffen bzw. Gärresten. „Trockensystem“ steht diesbezüglich an erster Stelle, gefolgt von „Konv“, „HWC“, „KonvGrau“, „Semizentral“ und „Konv-opt“, wobei in „Konv-opt“ durch die Phosphorrückgewinnung zusätzliche Phosphormengen aus dem Schlammwasser zurückgewonnen werden. Deren weitere Verwertung zur Umweltentlastung sollte näher betrachtet und die Herstellung von unbedenklichen Düngemitteln in der Landwirtschaft forciert werden (Winker et al. 2009). Die direkte Verwendung von Reststoffen/Gärresten als Dünger ist aktuell in Deutschland wegen möglicher Schadstoffbelastungen (Pharmazeutika, Schwermetalle usw.) auch aus Verbraucherschutzgründen eingeschränkt (UBA 2013; DWA 2008b; BUND 2005), während in Qingdao in den meisten Fällen eine direkte Verwertung stattfindet (QAMPU/QIES 2015; QWG 2015). Zur Optimierung der Phosphorrückgewinnung kann auch auf die Forschungsarbeiten der letzten Jahre zurückgegriffen werden – auch, um im Hinblick auf die Verknappung von Ressourcen handlungsfähig bleiben zu können (DWA 2008b; Elsner 2008).

Bezogen auf die Stickstoffoutputs lösen die alternativen Wasserinfrastruktursysteme bisher nicht das Problem, dass es bei der Abwasserbehandlung zu enormen Emissionen in die Atmosphäre kommt. Diese Stickstoffemissionen könnten auch in geringen Mengen das Treibhausgas Distickstoffmonoxid (Lachgas) enthalten, das als Nebenprodukt der Stickstoffelimination über Nitrifikation und Denitrifikation gebildet

wird (BMLFUW 2015)⁷¹. Die alternativen Wasserinfrastruktursysteme können diese unerwünschten Emissionen reduzieren und sind aus diesem Grund als Weiterentwicklung in die richtige Richtung zu sehen.

In Hamburg steht bei drei der sechs betrachteten technischen Systemvarianten ein großer Teil des Stickstoffs aufgrund des Verbrennungsprozesses für eine mögliche Wiederverwendung/Rückgewinnung (zur Düngerherstellung) nicht mehr zur Verfügung, während für Qingdao eine mögliche zukünftige Stickstoffrückgewinnung bei allen technischen Systemvarianten denkbar wäre. Ähnlich wie beim Phosphorstrom, befindet sich auch eine nicht unbedeutende Menge Stickstoff in den Gärresten. Deren weitere Verwertung sollte daher ebenso gemeinsam mit der Landwirtschaft näher betrachtet werden.

Weitere Details zu den Nährstoffströmen/-ergebnissen finden sich für Hamburg in Kapitel 6.3 und für Qingdao in Kapitel 7.3.

8.1.4 Bioabfallbehandlung

In Hamburg wird durch die getrennte Sammlung und Behandlung von Bioabfällen das energetische und stoffliche Potenzial der Bioabfälle genutzt (siehe auch Kapitel 6.4). Bei der Bioabfallbehandlung in Qingdao lässt sich bezüglich der Energiebilanzen feststellen, dass ein großes Potenzial zur Energieproduktion besteht, welches aktuell verloren geht. Daher sollte die getrennte Sammlung und Behandlung von organischen Abfällen eingeführt werden. Die Ergebnisse der Nährstoffmodellierungen bei der Bioabfallbehandlung haben gezeigt, dass die Phosphor- und Stickstoffmengen in den Bioabfällen im Vergleich zu den Wasserinfrastruktursystemen sehr gering sind und nur eine untergeordnete Rolle spielen. In beiden Städten sollten die potenziellen Synergieeffekte zwischen der Abwasserbehandlung und Bioabfallbehandlung, z.B. die Mitbehandlung von organischen Abfällen als Co-Substrate in der Abwasserbehandlung, näher untersucht werden.

8.1.5 Übergreifende Diskussion

Bei der Interpretation der Stoffstrommodellierungsergebnisse ist zu berücksichtigen, dass die Aussagefähigkeit von Stoffstromanalysen, wie bereits in Kapitel 3.1 erwähnt, beschränkt ist und nur im Rahmen der festgelegten Systemgrenzen unter vorgegebenen Rahmenbedingungen bzw. immer nur in Relation zu einer bestimmten Fragestellung gültig ist. Jede Stoffstromanalyse ist ein Einzelfall, dessen Ergebnisse nicht auf andere Situationen bzw. andere Systeme übertragen werden können. Darüber hinaus ist zur Interpretation der Stoffstrommodellierungsergebnisse in dieser Arbeit anzumerken, dass aufgrund der zeitlichen Verzögerungen in den Umsetzungsprojekten und im Gegensatz zur ursprünglichen Planung, keine Messwerte aus den aktuellen Umsetzungsprojekten (siehe auch

⁷¹ Diese Arbeit beinhaltet die Bilanzierung des Gesamtstickstoffs. Daher kann hier nicht die Frage beantwortet werden, in welcher chemischen Verbindung und in welchen Mengen der Stickstoff jeweils vorliegt. Inwiefern es sich bei den Stickstoffemissionen um klimaschädliche Verbindungen oder elementaren Stickstoff handelt kann hier daher nicht festgestellt werden.

Kapitel 5.5.4 und 5.5.6) als Datengrundlage für die Modellierungsarbeiten genutzt werden konnten. Durch den ständigen Austausch mit Experten aus den Umsetzungsprojekten war es jedoch möglich, die Stoffstromanalysen mit Näherungswerten aus der Planung bzw. dem Probetrieb von Projekten durchzuführen. Die Verifizierung der Parameterwerte aus dem Regelbetrieb der Anlagen konnte bisher nicht erfolgen, weshalb eine große Unsicherheit bezüglich der eingesetzten Daten besteht. Mit dieser Arbeit konnte trotzdem gezeigt werden, dass mithilfe von Stoffstromanalysen Wiederverwertungs- und Einsparpotenziale für Wasserinfrastruktursysteme (und Bioabfallbehandlungssysteme) identifiziert werden können. Die Methodik kann genauso gut für andere Infrastruktursysteme und Rahmenbedingungen bzw. Fragestellungen eingesetzt werden und führt zur Transparenz von Systemen, so dass Potenziale zur Effizienzsteigerung besser erkannt werden. Im Rahmen von Stoffstromanalysen finden ökonomische und soziokulturelle Aspekte sowie Fragen zur technischen Machbarkeit keine Berücksichtigung. Deshalb sollten Stoffstromanalysen nicht als einzige Entscheidungsgrundlage eingesetzt werden, sondern im Verbund mit der Berücksichtigung aller Aspekte des zu untersuchenden Systems als eine Grundlage für Schlussfolgerungen, Empfehlungen und Entscheidungshilfe dienen. Übergreifend lässt sich feststellen, dass Stoffstromanalysen der städtischen Planung von Wasserinfrastruktursystemen grundlegend dienen können. Sie können Aufschluss darüber leisten, welche technischen Lösungen mit Blick auf die Stoffströme interessant bzw. geeignet sein könnten und wo Ressourceneffizienz erzielt werden kann. Über die Bilanzierungen lassen sich auch Abschätzungen zu stofflichen Effekten aus Städten/Stadtgebieten auf die Umgebung darstellen. So kann beispielsweise gezeigt werden, welches Potenzial durch nicht genutztes Brauchwasser vorhanden ist. Darüber hinaus entstehen auch Hinweise für weitere Planungen, wie etwa für notwendige Maßnahmen zum Umgang mit dem überschüssigen Brauchwasser. Somit können Stoffstromanalysen in Kombination mit anderen Analysemethoden und Planungstools eine unterstützende Grundlage für die Planung darstellen.

8.2 Bewertung

Die Komplexität der mit vielen anderen Bereichen wechselwirkenden Wasserinfrastruktursysteme erfordert eine multikriterielle Bewertung von Zielen und Maßnahmen. Da jedoch die Auswahl und Gewichtung unterschiedlicher Bewertungskriterien und -kategorien die Entscheidungen bzw. das Bewertungsergebnis sehr stark beeinflussen, sollten auf politischer bzw. gesamtgesellschaftlicher Ebene zur Konsensbildung Präferenzen festgelegt bzw. eine Priorisierung von Zielen erfolgen. Sonst können verschiedene Systeme (die viele Vor- und Nachteile haben) nicht „angemessen“ bewertet werden.

Das Ziel der multikriteriellen Bewertung mithilfe der Nutzwertanalyse in dieser Arbeit war die Identifizierung der „nachhaltigsten“ technischen Systemvariante, jeweils für die Städte Hamburg und Qingdao. Es sollte herausgefunden werden, ob eine Systemvariante bzw. mehrere Systemvarianten im Vergleich zu den bestehenden Systemvarianten besser abschneiden. Dazu wurden verschiedene

quantitative und qualitative Bewertungskriterien ausgewählt, die in den drei übergeordneten Bewertungskategorien „Ökologie“, „Technik“ und „Soziokulturelles“ berücksichtigt wurden. Demnach wurde in dieser Arbeit diejenige Systemvariante als die nachhaltigste bewertet, welche bei der Nutzwertanalyse in den genannten Bewertungskategorien den höchsten Nutzwert erreicht hat.

Die Bewertungskategorien/-kriterien stellen keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Die Bewertung in dieser Arbeit soll lediglich als eine „Vorlage“ bzw. „Orientierung“ dienen. Abhängig vom Ziel und Interesse der Entscheidungsträger sowie Verfügbarkeit von Daten, können sich die Bewertungskategorien/-kriterien ändern bzw. reduziert oder erweitert werden. Für die Bewertung wurden in dieser Arbeit weitere Bewertungskategorien/-kriterien wie zum Beispiel rechtlich-organisatorische/institutionelle sowie ökonomische Kriterien bewusst nicht berücksichtigt. Dies liegt hauptsächlich daran, dass die konventionellen Systeme aufgrund von langjährig bestehenden Strukturen und Rahmenbedingungen sowie der Ausreifung der Technologie, Serienproduktion, Skaleneffekte automatisch besser als die alternativen Wasserinfrastruktursysteme da stehen. Daher ist der direkte Vergleich der konventionellen und alternativen Wasserinfrastruktursysteme anhand der genannten Kriterien, zumindest zum aktuellen Zeitpunkt, aufgrund fehlender Erfahrung mit alternativen Wasserinfrastrukturen nicht aussagekräftig. Weitere Gründe für die Auswahl der Bewertungskriterien bzw. Nichtberücksichtigung anderer Kriterien wurden in Kapitel 5.6.2 ausführlich diskutiert und werden hier nicht weiter ausgeführt. Weitere Details zur Vorgehensweise bei der Durchführung der Bewertung finden sich in Kapitel 5.6.

Die Bewertung der einzelnen Bewertungskategorien für beide Städte mithilfe der Nutzwertanalyse hat ergeben, dass in der Bewertungskategorie „Ökologie“ „Trockensystem“ als beste technische Systemvariante und das Referenzsystem „Konv“ als schlechteste technische Systemvariante abschneidet.

Die Gründe dafür sind:

- „Trockensystem“ hat im Vergleich einen geringeren Trinkwasserbedarf,
- Durch die Wärmerückgewinnung hat „Trockensystem“ eine bessere Wärmebilanz,
- Bei „Trockensystem“ entsteht kein Schwarzwasser und somit keine Einleitung in Gewässer. Dadurch wird die Gewässerbelastung (Nährstoffeinträge in Gewässer) verhindert bzw. minimiert,
- Die Reststoffe enthalten große Phosphor- und Stickstoffmengen und können in der Landwirtschaft eingesetzt werden.

Sowohl für Hamburg als auch für Qingdao sollte zur Optimierung aller technischen Systemvarianten, der Fokus auf den fünf betrachteten ökologischen Kriterien (siehe Kapitel 5.6.2 oder Kapitel 6.7 und 7.7) liegen. Für das Kriterium „Trinkwasserbedarf“ könnte eine Optimierung bei den alternativen Systemen beispielsweise dadurch erzielt werden, indem Brauchwasser für weitere Nutzungszwecke eingesetzt

wird, welche nicht zwingend eine Trinkwasserqualität erfordern (siehe auch Kapitel 8.1.1). Die betrachteten technischen Systemvarianten sollten auch hinsichtlich der Kriterien „Strom- und Wärmebilanz“, „Gewässerschutz“ und „Phosphorrückgewinnung“ durch Identifizierung und Umsetzung von Effizienzsteigerungsmaßnahmen optimiert werden.

Weitere Details zu den quantitativen Ergebnissen, die zur ökologischen Bewertung der untersuchten technischen Systemvarianten und Identifizierung des besten sowie schlechtesten Wasserinfrastruktursystems in der Bewertungskategorie „Ökologie“ geführt haben, finden sich für Hamburg in Kapitel 6 (Ergebnisse für Hamburg) und für Qingdao in Kapitel 7 (Ergebnisse für Qingdao).

Die Grundüberlegungen zur Bewertung der qualitativen Kriterien innerhalb der Bewertungskategorien „Technik“ und „Soziokulturelles“ für beide Städte wurden in Kapitel 6.7 ausführlich dargestellt und werden hier nicht weiter ausgeführt. Darauf aufbauend sind die Bewertungsergebnisse entstanden. In der Bewertungskategorie „Technik“ steht „Semizentral“ an erster und „HWC“ an letzter Stelle. Die beste technische Systemvariante in der Bewertungskategorie „Soziokulturelles“ ist „Semizentral“ und die schlechteste technische Systemvariante „Trockensystem“. In der Gesamtbewertung mit insgesamt 15 verschiedenen Bewertungskriterien innerhalb der drei Bewertungskategorien „Ökologie“, „Technik“ und „Soziokulturelles“ hat sich jedoch ergeben, dass sowohl bei einer Gleichgewichtung aller Bewertungskategorien, als auch bei einer höheren Gewichtung der Bewertungskategorien „Technik“ und „Soziokulturelles“ die technische Systemvariante „Semizentral“ an erster Stelle steht. Lediglich bei der Priorisierung der Bewertungskategorie „Ökologie“ steht „Semizentral“ an zweiter Stelle. Das Referenzsystem „Konv“ steht vergleichsweise schlechter, zwischen den Plätzen vier und sechs da. Die Gründe dafür sind, wie bereits in den Kapitel 6.7 und 7.7 beschrieben, die ungünstigeren ökologischen Bilanzen (außer der Strombilanz) und die Grundüberlegungen, die zu den Bewertungsergebnissen bei den qualitativen Bewertungskategorien/-kriterien geführt haben (siehe Kapitel 6.7).

Ein weiterer Schritt für eine aussagekräftigere Bewertung und somit zu einer besseren Entscheidungsfindung wäre die Miteinbeziehung aller Stakeholder und Verantwortlichen aus unterschiedlichen Disziplinen bei der Zielsetzung, Kriterienauswahl und Gewichtung der Bewertungskategorien/-kriterien, die direkt und indirekt mit der „Stadtentwicklung“ in Verbindung kommen. Hierzu eignen sich u.a. partizipative Workshops, Durchführung von Experteninterviews, Befragungen usw.

8.3 Transformation

Generell ist bei der Übertragbarkeit der Ergebnisse wichtig zu beachten, dass die Chance einer Implementierung der betrachteten alternativen Systemvarianten trotz vieler Vorteile nicht überall gleich gegeben ist. Da zum Beispiel in Deutschland rund 99% der Bevölkerung an die öffentliche Wasserversorgung und rund 97% an die öffentliche Kanalisation bzw. Abwasserbehandlung (mit langer Lebensdauer) angeschlossen ist (ATT et al. 2015), erfordert eine großflächige Integration alternativer Systeme bis hin zur Transformation der bestehenden Systeme lange Übergangszeiträume (Kluge/Libbe 2010, 2006; Beneke/Seggern 2004; Hiesl et al. 2003).

Ähnlich schwierig bzw. langsam wird die Transformation auch in anderen Ländern (z.B. in vielen westlichen Ländern), in denen eine flächendeckende Wasserinfrastruktur vorhanden ist und keine schwerwiegenden Probleme im Wassersektor vorhanden sind⁷². Hier müssen für eine erfolgreiche Transformation zunächst städtische Gebiete identifiziert werden, die ein hohes Potenzial zur Umwandlung besitzen. Dieses Potenzial ergibt sich durch eine hohe Entwicklungsdynamik (Konversion, Nachverdichtung oder Umnutzung) und einen geringen Transformationsaufwand (z.B. nicht vorhandene Nutzer, einfache Erschließung, geringe Akteure) (Davoudi et al. 2016; Kluge/Libbe 2010).

Alternative Systeme können wesentlich einfacher in Regionen implementiert werden, in denen noch keine Wasserinfrastrukturen vorhanden sind. In einigen Ländern wie China entstehen innerhalb kürzester Zeit aus landwirtschaftlichen Flächen mehrere neue Großstädte oder neue Stadtgebiete (Lee 2011), was in Deutschland bzw. Europa nicht vorstellbar wäre. Bis zum Jahr 2025 soll sich beispielsweise die Zahl der rund 120 Millionenstädte in China verdoppeln (Lee 2011). In solchen Regionen bietet die Implementierung von flexiblen und anpassungsfähigen alternativen Systemen ohne bestehende Wasserinfrastruktur, neben der einfachen und günstigen Durchführbarkeit, den Vorteil einer Schonung der Umweltressourcen, Verringerung des Chemikalienbedarfs zur Trinkwasseraufbereitung und Entlastung von Kläranlagen sowie Gewässer.

Trotz der heute bereits vorhandenen Erkenntnisse im Bereich der Wasserinfrastrukturen und deren Transformation, sind viele relevante Fragen zum Transformationsprozess auf verschiedenen Ebenen (z.B. kommunale, staatliche, Unternehmens-, Verbands- und Verbraucherebene) offen, die zwar diskutiert jedoch nicht zu hinreichend tragfähigen Lösungswegen geführt haben (Scheele 2008). Aus diesem und den oben genannten Gründen besteht zur Übertragbarkeit und Verallgemeinerung von Erkenntnissen im Bereich alternativer Wasserinfrastruktursysteme weiterhin ein enormer Diskussionsbedarf. Entsprechend sind weitere Implementierungen notwendig, um die Nachhaltigkeit

⁷² Anschlussgrad der Bevölkerung an die öffentliche Wasserversorgung in einigen europäischen Ländern: Belgien (100%), Malta (100%), Niederlande (100%), Spanien (100%), Ungarn (100%), Zypern (100%), Luxemburg (100%), Bulgarien (99%), Frankreich (99%), Italien (98%), Dänemark (97%), Portugal (97%), Österreich (95%), Griechenland (94%), Tschechische Republik (94%), Finnland (91%) (ATT et al. 2015).

Anschlussgrad der Bevölkerung an die kommunale Kanalisation in einigen europäischen Ländern: Malta (100%), Niederlande (99%), Luxemburg (99%), Spanien (98%), Vereinigtes Königreich (97%), Österreich (94%) (ATT et al. 2015).

bzw. Vorteilhaftigkeit/Sinnhaftigkeit einer Transformation der bestehenden Wasserinfrastruktursysteme angemessen bewerten zu können.

8.4 Schlussfolgerungen

Für die Durchführung dieser Arbeit wurden bewusst zwei Großstädte mit sehr unterschiedlichen Hintergründen (z.B. aus Industrie- vs. Schwellenland, Geographie, Kultur, Ökonomie usw.) aus unterschiedlichen Kontinenten ausgewählt. Es sollten zentrale Aussagen bezüglich der untersuchten Wasserinfrastruktursysteme identifiziert werden, welche grundsätzlichen Charakter besitzen. Die Städte Hamburg und Qingdao sollten aufgrund ihrer unterschiedlichen Hintergründe Diskrepanzen bei der Behandlung der unterschiedlichen Abwassersysteme aufzeigen. Jedoch haben sich wider Erwarten für beide Städte sehr ähnliche Ergebnisse ergeben. Als ein Grund dafür kann angesehen werden, dass sich der technische Stand der Wasserinfrastruktur in Qingdao laut Qingdao Water Group auf einem, im Vergleich zu anderen chinesischen Städten, überraschend hohen Niveau befindet und mit dem technischen Stand in Deutschland bzw. Hamburg in etwa vergleichbar ist. Entsprechend ergaben sich bei der Durchführung der Stoffstromanalysen sehr ähnliche Modellierungsergebnisse und somit auch ähnliche Ergebnisse in der Bewertungskategorie „Ökologie“. Es wurde bezüglich der Bewertungskategorien „Technik“ und „Soziokulturelles“ nach intensiven Gesprächen mit verschiedenen Experten festgestellt, dass es ebenso keine großen Unterschiede zwischen den Städten gibt. Für die Kategorie „Soziokulturelles“ konnte diese Beobachtung auch mit Privatpersonen während eines mehrwöchigen Aufenthalts in Qingdao verifiziert werden. Da sich jedoch die Entwicklungen der künftigen Aufgabenstellungen in der Wasserwirtschaft der beiden Städte enorm unterscheiden werden, können folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

Die Einführung alternativer Wasserinfrastruktursysteme mit großem Trinkwassereinsparungspotenzial bzw. die Transformation des bestehenden Systems aufgrund der bestehenden und mit großer Wahrscheinlichkeit in Zukunft zunehmenden „Wasserprobleme“ in der rasant wachsenden Stadt Qingdao (siehe Kapitel 5.3.2) wird als sinnvoll und langfristig als notwendig angesehen. Aus langfristiger Perspektive sind auch aus energetischer Sicht die heute noch energieintensiveren alternativen Wasserinfrastruktursysteme mit hoher Wahrscheinlichkeit sinnvoller und effizienter. Die Alternative zu Wassereinsparung sind Verfahren mit sehr hohem Energieaufwand (Meerwasserentsalzung, Fernversorgungsleitungen usw.), um Trinkwasser für die Bevölkerung bereitzustellen und entsprechend Abwasser in großen Mengen zu entsorgen. Hinsichtlich der Nährstoffe, insbesondere des Nährstoffs Phosphor, spielt eine Transformation des bestehenden Systems in Qingdao vermutlich eine untergeordnete Rolle, da China mit 37% die größten Phosphatreserven der Welt besitzt (Elsner 2008). Im Gegensatz zur Notwendigkeit zum effizienteren Umgang mit der Ressource Wasser, besteht hier wahrscheinlich aus politischer und wirtschaftlicher Sicht kein großes Interesse, eine Veränderung des

bestehenden Systems vorzunehmen (QAMPU/QIES 2015; QWG 2015), gleichwohl die Gewässerbelastung durch Nährstoffeinträge eine große Problematik darstellt.

Hamburg hat im Gegensatz zu Qingdao keine schwerwiegenden Probleme bei der Wasserversorgung und Abwasserentsorgung, obwohl die Stadt auch wächst und die Trinkwasserversorgung zum Teil aus anderen Regionen erfolgt. Die Wasserversorgung ist sichergestellt und es gibt keine Versorgungsprobleme (siehe Kapitel 5.3.1). Deshalb ist hier im Vergleich zu Qingdao keine Dringlichkeit zur Trinkwassereinsparung vorhanden. Da auch aus energetischer Sicht die alternativen Wasserinfrastruktursysteme, außer bei der Wärmerückgewinnung aus dem Ab-/Grauwasser, bisher keine großen Vorteile bringen (siehe Kapitel 6.2), besteht zunächst auch unter Berücksichtigung von ökonomischen und rechtlich-organisatorischen/institutionellen Aspekten kurz- bis mittelfristig – trotz der Bewertungsergebnisse für Hamburg und der Vorteile von alternativen Wasserinfrastrukturen – kein Anreiz für eine Transformation der Wasserinfrastruktur auf Gesamtstadtebene.

Deutschland importiert große Phosphormengen⁷³, hauptsächlich für die Düngemittel-, Lebensmittel- und Futtermittelindustrie sowie für die Herstellung von Reinigungs-, Korrosionsschutz-, Flammenschutzmitteln (BGR 2014). Die resultierende Abhängigkeit von anderen Ländern auf politischer und wirtschaftlicher Ebene kann durch die Weiterentwicklung und Implementierung von alternativen Wasserinfrastruktursystemen vermindert werden. Daher haben die alternativen Systeme auch für die Stadt Hamburg als zweitgrößte Stadt Deutschlands zunehmende Relevanz.

Wie bereits in Kapitel 5.6.2 beschrieben, stehen die konventionellen Systeme bezüglich rechtlich-organisatorischer/institutioneller sowie ökonomischer Aspekte aufgrund von langjährig bestehenden Strukturen und Rahmenbedingungen bisher „automatisch“ besser da als die alternativen Wasserinfrastruktursysteme. Daher erweist sich eine Transformation der Wasserinfrastruktur, trotz vieler Vorteile, als schwierig (Bieker/Tolksdorf 2014). Folglich kann die erfolgreiche Weiterentwicklung und Implementierung von alternativen Wasserinfrastruktursystemen bis hin zur Transformation der bestehenden Systeme nur durch politische Grundsatzentscheidungen mit einem Weitblick in die Zukunft im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung⁷⁴ und daraus abzuleitende Handlungsbedingungen erfolgen.

Dabei muss beachtet werden, dass die Transformation von (Wasser-)Infrastruktursystemen nicht nur eine Frage der Technik sondern ein komplizierter Prozess ist, bei dem viele verschiedene Faktoren und Aspekte berücksichtigt werden müssen (Kerber et al. 2015; Kluge et al. 2008). Aufgrund unterschiedlicher Rahmenbedingungen und Gegebenheiten kann es auf Gesamtstadtebene keine standardisierten Lösungen geben. Jede technische Lösung bringt aus einer ganzheitlichen Sicht Vor- und

⁷³ Im Jahr 2013 wurden 85.116 t Phosphor importiert (BGR 2014). 83% davon für die Düngemittelindustrie, 6% für die Lebensmittel- und Futtermittelindustrie sowie 11% für Reinigungs-, Korrosionsschutz-, Flammenschutzmittel (BGR 2014).

⁷⁴ Durch die Einführung und Optimierung von alternativen Wasserinfrastrukturen können die Wirtschaftsgrößenmächte China und Deutschland in vielen Bereichen auf dem Weltmarkt, Lösungen für Qingdao und Hamburg anbieten, einen Beitrag zur Verhinderung einer weltweiten „Wasserkrise“ leisten und wirtschaftlich profitieren. Die Kausalität erschließt sich dadurch, dass es in wasserarmen Regionen, keine Alternative zur Einführung alternativer Wasserinfrastruktursysteme gibt.

Nachteile mit sich. Nur mit einer hohen technischen und konzeptionellen Anpassungsfähigkeit und Flexibilität können alternative Wasserinfrastruktursysteme erfolgreich implementiert werden.

Aufgrund der Komplexität einer Transformation muss klar sein, dass sie eine sehr lange Übergangszeit benötigt (mittel- bis langfristiger Umbau), wobei konventionelle und alternative Wasserinfrastruktursysteme ergänzend nebeneinander bestehen können.

8.5 Übertragbarkeit der Ergebnisse

Die Übertragbarkeit der Ergebnisse wird in diesem Kapitel unterteilt nach den Unterkapiteln „Handlungsbedarf“, „Stoffstromanalysen“, „Technische Systemvarianten“, „Nutzwertanalyse“ und „Relevanz der Fallbeispiele für die Ableitung übertragbarer Aussagen“ diskutiert.

8.5.1 Handlungsbedarf

In den Kapiteln 1.1, 2.1.2 und 2.3 wurde diskutiert, dass eine Veränderung der Ressourcennutzung im Wassersektor sowie der mittel- bis langfristige Umbau der Versorgungs- und Entsorgungssysteme eine Aufgabe von weltweit zentraler Bedeutung darstellen. Zur Sicherstellung einer nachhaltigen Entwicklung und Lösung der sich verschärfenden Umweltprobleme (z.B. häufigere Naturkatastrophen wie Dürren und Überflutungen, Artensterben, Wasserverschmutzung mit Nährstoffen und problematischen Schadstoffen wie Chemikalien oder Arzneimittelrückstände etc.) sind Entwicklungen in diesem Bereich dringend notwendig.

Die globalen Wasserprobleme sind seit vielen Jahren bekannt und spitzen sich weiterhin zu. Aus der enormen Vielzahl an weltweit relevanten Problemen bezüglich des Themas Wasser sollen im Folgenden zur besseren Veranschaulichung einige exemplarisch angeführt werden. So sind in China rund 70% der Flüsse und Seen stark verunreinigt (WWF Deutschland 2008). In 297 von 661 chinesischen Städten werden die Abwässer (rund 46% der Abwässer landesweit) unbehandelt direkt in die Gewässer eingeleitet (WWF Deutschland 2008). Viele Regionen leiden unter Wassermangel bzw. -knappheit und selbst die zur Verfügung stehenden Wasserressourcen können aufgrund der starken Kontamination oft nicht zur Trinkwasseraufbereitung verwendet werden (Yun/Yujiao 2009; bfai 2008). Gleichzeitig wird der Wasserbedarf in China nach Schätzungen von 2005 bis 2025 um voraussichtlich 70% - 100% ansteigen (Wasseraktien 2016).

Auch andere Schwellenländer wie Indien haben akute Versorgungs- und Entsorgungsprobleme im Wassersektor (BMW 2016; ISA 2010). Beispielsweise steht Trinkwasser in vielen indischen Städten nur stundenweise oder alle 3 Tage zur Verfügung und der Grundwasserspiegel sinkt in vielen Städten durch die Übernutzung jährlich um mehrere Meter (ISA 2010). Bei der Städteplanung fehlen oft Konzepte für die Abwasserableitung und -behandlung, was u.a. starke Verschmutzungen der Oberflächengewässer zur Folge hat (ISA 2010).

Stark betroffen von mangelnder Wasserversorgung sind insbesondere viele Metropolregionen der Welt. Mexico City, Buenos Aires, Peking oder Dhaka sind beispielsweise vom Grundwasser extrem abhängig und aufgrund der Übernutzung der Grundwasservorkommen sind sie zunehmend mit Wasserknappheit konfrontiert (bpb 2007). In Jakarta sind beispielsweise nur weniger als 60% der Einwohner an die öffentliche Trinkwasserversorgung angeschlossen (bpb 2007).

Neben der bereits vorhandenen Wasserknappheit in vielen Regionen gelangen weltweit ca. 80% der städtischen Abwässer – in den Entwicklungsländern sind es bis zu 90% – unbehandelt in Seen, Flüsse und Meere (WWAP 2012). Es resultieren schlimme ökologische Schäden und es wird klar, dass die erheblichen globalen Probleme im Wassersektor sich zunehmend verstärken und dringend gelöst werden müssen (siehe auch Kapitel 2.1.2).

Unabhängig von den bestehenden Problemen machen die rasant ansteigenden Bevölkerungszahlen in Verbindung mit einer zunehmenden Urbanisierung, insbesondere in den Entwicklungs- und Schwellenländern wie z.B. Indien, China, Nigeria, Pakistan, Indonesien, Brasilien (siehe auch Abbildung 35) deutlich, dass für eine nachhaltige Trinkwasserversorgung und Abwasserentsorgung und zur Verhinderung einer weltweiten Wasserkrise in großem Umfang in neue Wasserinfrastrukturen investiert werden muss (Kluge/Schramm 2016; United Nations 2015a; WWAP 2012).

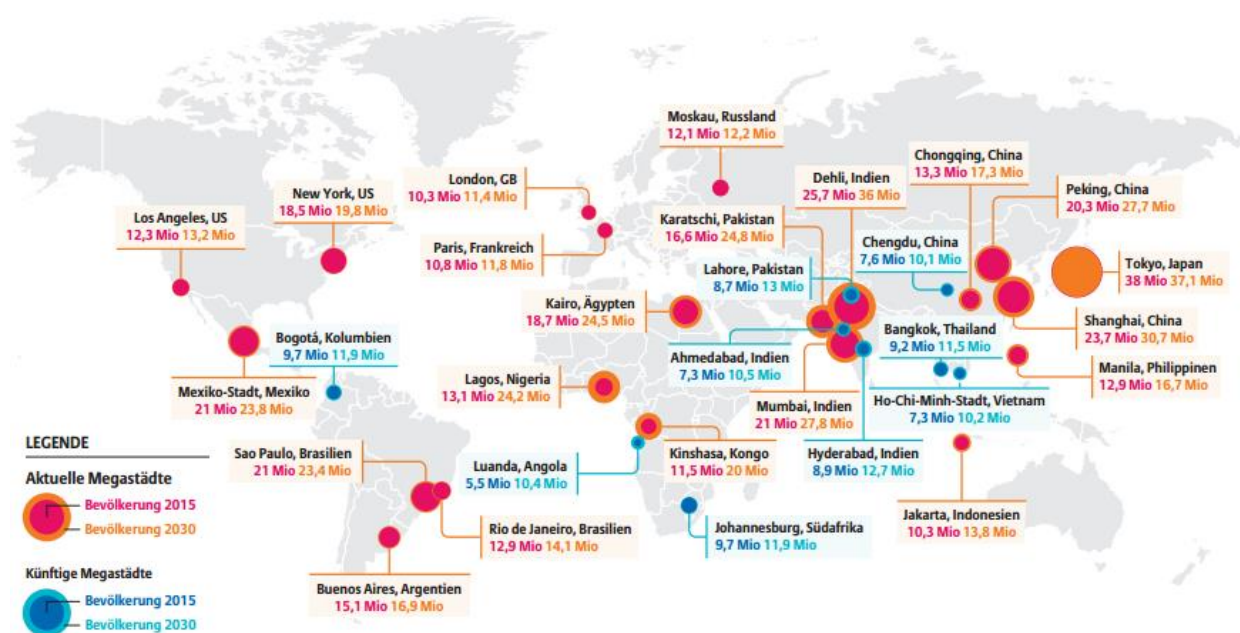


Abbildung 35: Ausgewählte derzeitige und künftige Megastädte 2015 - 2030 (United Nations 2015b; Allianz SE 2015)

Aber auch in Industrieländern sind in Zukunft große Investitionen im Wassersektor notwendig (Kluge/Schramm 2016). Nach Schätzungen der Vereinten Nationen werden die Bevölkerungszahlen von 48 Ländern bzw. Regionen zwischen 2015 und 2050 zurückgehen (United Nations 2015a). In vielen Ländern wie Bulgarien, Kroatien, Ungarn, Rumänien, Lettland, Japan und der Ukraine ist bis 2050 mit einem Rückgang der Bevölkerungszahlen von über 15% zu rechnen (United Nations 2015a). In

Deutschland sind ebenfalls viele Städte und Gemeinden mit einem Bevölkerungsrückgang konfrontiert (Düsterdiek/Raphael 2014). Durch den Rückgang der Bevölkerungszahlen und der dadurch geringeren (Ab-)Wassermengen werden immer häufiger die Grenzen der Funktionsfähigkeit und Finanzierbarkeit bestehender unflexibler Wasserinfrastrukturen insbesondere in den ländlichen Regionen erreicht (Bieker/Tolksdorf 2014). Deshalb, aber auch aufgrund veralteter Infrastrukturen und dem bestehenden Sanierungsbedarf, sind hier in Zukunft große Investitionen im Wassersektor zu tätigen (Kluge/Schramm 2016).

8.5.2 Stoffstromanalysen

Die Ergebnisse der durchgeführten Stoffstromanalysen haben gezeigt, dass die Einführung alternativer Wasserinfrastruktursysteme mit Stoffstromtrennung und Kreislaufführung der Wasserressourcen zur Effizienzsteigerung und Verringerung des Ressourcenverbrauchs führen kann.

Dies konnte auch in anderen Untersuchungen zur Stoffstromtrennung und Nutzung alternativer Wasserinfrastruktursysteme gezeigt werden (Woltersdorf 2016; Nolde 2012; Rauschning et al. 2011; Meininger 2010; Hillenbrand 2009; Schmitt et al. 2009; DWA 2008b; Lixia et al. 2008; Oldenburg et al. 2008; LINZ AG Abwasser 2006).

Wie aus den vorgestellten Projekten in Kapitel 2.4 ersichtlich, ist eine direkte Vergleichbarkeit der implementierten Wasserinfrastruktursysteme mit den untersuchten technischen Systemvarianten in dieser Arbeit recht schwierig, da die jeweiligen Behandlungsziele und -verfahren sowie Rahmenbedingungen sehr unterschiedlich sind. Die zentralen Ergebnisse dieser Arbeit stimmen jedoch mit jenen aus vorangegangenen Forschungsarbeiten überein. Festzuhalten ist, dass:

- für die Implementierung alternativer Wasserinfrastruktursysteme grundsätzlich eine Vielzahl an Optionen möglich und denkbar ist und ihre Sinnhaftigkeit sich plausibel nur entsprechend der jeweiligen örtlichen Gegebenheiten bewerten lässt, weshalb die Entscheidungsträger die technischen Entwicklungen beobachten und den Einsatz dieser Infrastruktursysteme ergebnisoffen prüfen sollten,
- **kein System** in Bezug auf alle untersuchten Stoffströme als das „**absolut beste System**“ identifiziert werden kann und jedes System Vor- und Nachteile aufweist,
- der **Einsatz alternativer Wasserinfrastruktursysteme** grundsätzlich zur **Reduzierung des Trinkwasserbedarfs** führt,
- in der Regel ein großer Überschuss an Brauchwasser anfällt, der für weitere, nicht zwingend eine Trinkwasserqualität erfordernde, Zwecke eingesetzt werden kann,

- die **Gewässerbelastung** durch die **Stoffstromtrennung** und Nutzung der Nährstoffe in der Landwirtschaft **verringert** wird,
- die **alternativen Wasserinfrastruktursysteme** die **Stickstoffemissionen** in die Atmosphäre **reduzieren** können,
- die **Energiebilanz** abhängig von Behandlungstechniken, Transportaufwendungen, Co-Substratart und -mengen sowie Energieproduktion (z.B. Wärmerückgewinnung aus dem Ab-/Grauwasser) positiv oder negativ beeinflusst wird und hier **keine pauschalen Aussagen** getroffen werden können. Aktuell führt jedoch die **Stoffstromtrennung** bzw. die separate Erfassung/Ableitung und Behandlung bei alternativen Wasserinfrastruktursystemen im Vergleich zu den konventionellen Systemen in den meisten Fällen zu einem **höheren Energiebedarf**.

Diese Erkenntnisse sollten bei der Planung und Realisierung von zukünftigen Projekten berücksichtigt und genutzt werden, um je nach projektspezifischen Anforderungen und Gegebenheiten das nachhaltigste technische System zusammenstellen zu können.

Wasserströme

Die Ergebnisse aus dieser Arbeit zeigen, dass durch die Kreislaufführung der Wasserressourcen bzw. Brauchwassernutzung enorme Trinkwassereinsparungen (24% in Hamburg und 27% in Qingdao) und damit gleichzeitig eine Reduzierung des Abwasseranfalls erzielt werden können. Dieses Ergebnis konnte auch in vielen anderen Untersuchungen (siehe auch Kapitel 2.4) zu alternativen Wasserinfrastrukturen gezeigt werden (Nolde 2012; Hillenbrand 2009; Oldenburg et al. 2008).

Aufgrund von möglichen Akzeptanzproblemen sowie der aktuellen rechtlichen Lage findet das Brauchwasser in dieser Arbeit nur für den Einsatz in der Toilettenspülung Berücksichtigung. Infolge der geringen Nutzung der zur Verfügung stehenden Brauchwassermengen (nur zur Toilettenspülung) wird ein erheblicher Brauchwasserüberschuss erzeugt, der vielfältig eingesetzt werden könnte. Das Wassernutzungsverhalten ist regional sehr unterschiedlich. Verschiedene Einflussfaktoren wie z.B. sozio-ökonomischer Status, kulturelle Prägungen, Lebensstile und Traditionen sowie technischer Fortschritt spielen dabei eine große Rolle (Cheng/Götz 2016). Um das Brauchwasser möglichst optimal zu nutzen, sollten daher für andere Regionen und Länder sowohl das Wassernutzungsverhalten der Menschen als auch die rechtlichen Rahmenbedingungen bzw. die Nutzungsmöglichkeiten des Brauchwassers näher untersucht werden.

Aufgrund der enormen Trinkwassereinsparungen durch Brauchwassernutzung eignen sich die untersuchten alternativen Systeme in dieser Arbeit insbesondere für wachsende Regionen und Länder, die heute oder in Zukunft aus verschiedenen Gründen (Intensivierung der Landwirtschaft, zunehmende Industrialisierung, ineffiziente Wasserinfrastruktursysteme, Missmanagement etc.) mit Wasserknappheit, Wassermangel und Umweltproblemen zu kämpfen haben. Typische Umweltprobleme

sind etwa eine hohe Gewässerbelastung (Überdüngung der Flüsse und Meere) und die Übernutzung der Wasserressourcen (siehe auch Kapitel 2.1.2).

Die alternativen de-/semizentralen Systeme sind dabei nicht nur für mit Wasserknappheit konfrontierte wachsende Städte wie Qingdao aus Entwicklungs- und Schwellenländern geeignet. Auch wenn es sich bei den untersuchten Fallbeispielen in dieser Arbeit nicht um schrumpfende Städte handelt, kann davon ausgegangen werden, dass die alternativen Systeme auch für jene Regionen und Städte aus Industrieländern als Exempel dienen können, welche in Zukunft durch den Bevölkerungsrückgang (z.B. schrumpfende Städte in Ostdeutschland) mit technischen und finanziellen Problemen aufgrund einer geringen Auslastung bzw. einer Unterauslastung der Kanalisationen und Abwasserbehandlungsanlagen zu kämpfen haben. Genaue Aussagen hierzu können jedoch nur durch Fall-zu-Fall-Prüfungen und Berücksichtigung aller spezifischen Aspekte gemacht werden.

Nährstoffströme

Bezüglich der Nährstoffe Phosphor und Stickstoff führen die alternativen Systeme durch die Stoffstromtrennung zu einer Verringerung der Gewässerbelastung und sind somit ein richtiger Schritt, um die Überdüngung der Meere und Flüsse zu verringern. Verschiedene andere Untersuchungen (siehe auch Kapitel 2.4) bestätigen dieses Ergebnis (Woltersdorf 2016; Meininger 2010; Hillenbrand 2009). Jährlich gelangen weltweit rund 9.000.000 Tonnen Phosphor und 43.000.000 Tonnen Stickstoff über die Flüsse in die Weltmeere (UBA 2010). Große Nährstoffeinträge werden, mit Ausnahme der Antarktis, weltweit an den Küsten aller Kontinente festgestellt (UBA 2010). Im Gelben Meer sind im Sommer viele Strände (insbesondere in größeren Städten wie Qingdao, Shanghai, Lianyungang, Rizhao und Dalian) kilometerlang mit Algen bedeckt⁷⁵ (maribus 2015; Xing et al. 2015). Nach einer chinesischen Studie ist die Gewässerbelastung der chinesischen Küstengewässer am Gelben Meer durch Nährstoffeinträge stark gestiegen. Die Nährstoffbelastung lag von 2007 bis 2012 im Durchschnitt um 45% höher als im Zeitraum 2001 bis 2006 (maribus 2015).

Der Phosphoroutput befindet sich bei den betrachteten Systemvarianten hauptsächlich in den Reststoffen bzw. Gärresten. Ähnlich wie beim Phosphor, befindet sich auch eine nicht unbedeutende Menge Stickstoff in den Gärresten. Zwischen 2008 und 2011 wurden weltweit jährlich durchschnittlich 163 Millionen Tonnen Düngemittel eingesetzt (Statista 2016). Durch die weitere Verwertung der Gärreste zur Herstellung von natürlichen Düngemitteln könnte so in vielen Regionen der Welt auf die energieintensive Herstellung und Nutzung von Kunstdüngern verzichtet werden. Dies könnte insbesondere für Regionen interessant sein, die von Importen abhängig sind.

⁷⁵ Von dieser Problematik sind die Provinzen Shandong und Jiangsu besonders stark betroffen (ORF 2013). Laut chinesischen Staatsmedien haben sich die Algen über 28.900 km² ausgebreitet (ORF 2013).

Trotz hohem Nährstoffpotenzial werden Klärschlämme weltweit in vielen Regionen unbehandelt bzw. nach einer Entwässerung/Eindickung jedoch ohne Stabilisierung mit katastrophalen Folgen deponiert (Xu et al. 2013; trAlDe GmbH 2012; Bauerfeld et al. 2009). In China werden beispielsweise heute immer noch Kläranlagen ohne Schlammbehandlung gebaut. Nur etwa 25% der Kläranlagen verfügen über Schlammstabilisierungs-Einheiten (Bauerfeld et al. 2009). Auch deshalb ist die Implementierung alternativer Wasserinfrastruktursysteme ein Schritt in die richtige Richtung. Außerdem können die alternativen Wasserinfrastruktursysteme unerwünschte Lachgas-Emissionen reduzieren.

Energieströme

Der Energiebedarf für die Trinkwasserbereitstellung ist aktuell sowohl in Hamburg mit 0,454 kWh/m³ (Hamburg Wasser 2013) als auch in Qingdao mit 0,42 kWh/m³ (QWG 2015) relativ gering. In Deutschland liegt der Medianwert für den Energiebedarf bei der Trinkwasserbereitstellung bei 0,58 kWh/m³ und die höchsten Werte liegen bei 0,96 kWh/m³ (Plath 2014). Nach Angaben von Qingdao Water Group liegt der Energiebedarf für die Trinkwasserbereitstellung in vielen chinesischen Städten weit höher als in Qingdao (QWG 2015). In vielen Regionen der Welt muss Trinkwasser mit einem sehr hohen Ressourcen- bzw. Energieaufwand durch Fernversorgungsleitungen aus anderen Regionen und über lange Distanzen transportiert werden. Beispielsweise werden zur Sicherstellung der Trinkwasserversorgung in vielen Regionen Europas, aber insbesondere auch in den USA (z.B. in Kalifornien), in China⁷⁶ oder in Australien jährlich mehrere Milliarden Kubikmeter Wasser über Distanzen von mehreren hundert Kilometern transportiert (Heymann et al. 2010; Mehlhorn/Weiß 2009). Ein entscheidender Punkt bei der Höhe des Energiebedarfs spielt hier auch die Topografie der Regionen. Auch werden aktuell teilweise extrem energieintensive Verfahren, wie Meerwasserentsalzung mit 3 bis 4 kWh/m³ (Spooner 2014; Ghaffour et al. 2013), für die Bereitstellung angewandt. Bei der Abwasserableitung und -behandlung ist in Hamburg und Qingdao ebenfalls ein vergleichsweise geringer Energiebedarf (in beiden Städten < 0,65 kWh/m³) festzustellen (Hamburg Wasser 2015; QWG 2015). Vielerorts liegt der Energiebedarf für die Ableitung⁷⁷ und Behandlung⁷⁸ der Abwässer viel höher als in den untersuchten Städten. (KAPSARC 2015; Marsh 2008) geben beispielsweise für die Abwasserbehandlung einen Energiebedarf von bis zu 1,5 kWh/m³ an. Somit wird deutlich, dass die alternativen Systeme auch aus energetischer Sicht insbesondere für Regionen – unabhängig von deren Tendenz zu wachsen oder zu schrumpfen – geeignet sind, die einen hohen Energiebedarf für die Trinkwasseraufbereitung und -bereitstellung sowie für die Abwasserableitung und -behandlung haben.

⁷⁶ Beispielsweise wird für die Gewährleistung der Wasserversorgung in Peking aus dem Süden Chinas bzw. aus dem 1.400 km entfernten Yangste-Fluss Wasser transportiert (Lee 2015).

⁷⁷ Der Energiebedarf für die Abwasserableitung ist wie beim Energiebedarf für den Trinkwassertransport abhängig von verschiedenen Faktoren wie Topografie, Entfernung usw. Beispielsweise liegt dieser durchschnittlich in Melbourne bei 0,09 kWh/m³ während er in Schweden bei 0,22 kWh/m³, in Nordkalifornien bei 0,04 kWh/m³ und in Südkalifornien bei 2,3 kWh/m³ liegt (Olsson 2011).

⁷⁸ Der Energiebedarf für die Abwasserbehandlung kann je nach Technik und örtlichen Randbedingungen sehr stark variieren.

Auch die Wärmerückgewinnung aus den Abwasserströmen kann für viele Regionen der Welt eine sinnvolle Lösung sein, in denen die technischen sowie wirtschaftlichen Randbedingungen gegeben sind und keine alternativen/konkurrierenden Quellen der Wärmeversorgung, wie zum Beispiel Fernwärme, vorhanden sind. Der Wärmebedarf⁷⁹ und die tatsächlichen Nutzungsmöglichkeiten der Wärme sind von vielen verschiedenen Faktoren abhängig, die sehr stark von den lokalen Rahmenbedingungen/Konstellationen abhängen. Abschließend bleibt jedoch anzumerken, dass die alternativen Wasserinfrastruktursysteme im Vergleich zu den bestehenden Systemen aktuell in den meisten Fällen einen höheren Energiebedarf verursachen. (Meinzinger 2010; Hillenbrand 2009) bestätigen dieses Ergebnis. Dies konnte auch in anderen Untersuchungen zu konventionellen und alternativen Wasserinfrastruktursystemen gezeigt werden (siehe Kapitel 2.4).

Die Dringlichkeit von weltweiten Investitionen in den Wassersektor und Implementierung alternativer Systeme aufgrund ihrer Vorteile aus „Stoffstromsicht“ wurden ausführlich aufgezeigt. Allerdings können mit den Ergebnissen der durchgeführten Stoffstromanalysen Fragen zur Wirtschaftlichkeit, technischer Machbarkeit sowie zu rechtlich-organisatorischen/institutionellen Aspekten nicht beantwortet werden. Diese müssen vor der Implementierung alternativer Systeme, für jeden Einzelfall, bei der Planung unter Berücksichtigung von örtlichen Gegebenheiten analysiert werden.

Die Ergebnisse der Stoffstromanalysen können allerdings der städtischen Planung von Wasserinfrastruktursystemen grundlegend dienen. Sie können Aufschluss darüber leisten, welche technischen Lösungen mit Blick auf die Stoffströme interessant bzw. geeignet sein könnten und wo Ressourceneffizienz erzielt werden kann. So kann etwa gezeigt werden, welches Potenzial im nicht genutzten Brauchwasser zur Verfügung steht. Weiterhin können beispielsweise mithilfe der Stoffstromanalysen mögliche Probleme bei der „Beseitigung“ überschüssiger Brauchwassermengen frühzeitig identifiziert und vor der Realisierung von alternativen Wasserinfrastruktursystemen gelöst werden.

Bioabfälle

Weltweit steigt das Abfallaufkommen und in vielen Ländern werden Bioabfälle trotz hohem energetischen und stofflichen Potenzial (siehe auch Kapitel 6.4 und 7.4) gemeinsam mit anderen Abfällen unbehandelt auf Deponien abgelagert (Hoornweg/Bhada-Tata 2012; UN-HABITAT 2010). Selbst in den meisten europäischen Ländern landen Bioabfälle gemeinsam mit dem Restmüll auf Deponien (BGK 2009). Die Zusammensetzung von Abfällen ist regional sehr unterschiedlich und abhängig von vielen Faktoren wie z.B. wirtschaftliche Entwicklung, Kultur bzw. Lebensstil, Energiequellen und Klima (Hoornweg/Bhada-Tata 2012; EAWAG 2008). Bioabfälle haben in der Regel einen großen Anteil an Siedlungsabfällen. Dieser liegt in Entwicklungs- und Schwellenländern meist höher als in

⁷⁹ Hier spielen u.a. auch die geografische Lage bzw. die klimatischen Bedingungen der Regionen eine große Rolle.

Industrieländern (Hoorweg/Bhata-Tata 2012; Bock 2010). In Europa haben organische Abfälle einen Anteil von 30% bis 40% an den Haushaltsabfällen (BGK 2009). Der Anteil organischer Abfälle liegt in China bei ca. 50% (Toma 2016). Die Folgen der Deponierung bzw. Nichtverwertung der Bioabfälle sind auf der einen Seite, dass ein großes energetisches sowie stoffliches Potenzial verloren geht und auf der anderen Seite klimaschädliche Methanemissionen sowie Wasser- und Bodenverschmutzungen zur Gefährdung der Umwelt und Menschen führen (BGK 2009; EAWAG 2008).

Daher ist die getrennte Sammlung und Behandlung von organischen Abfällen sinnvoll und sollte in allen Städten eingeführt werden, in denen keine Abfalltrennung bzw. keine energetische und stoffliche Verwertung von Bioabfällen vorhanden ist. In solchen Städten aber auch in Städten mit getrennter Sammlung und Behandlung von Bioabfällen sollten die potenziellen Synergieeffekte zwischen der Abwasserbehandlung und Bioabfallbehandlung, z.B. die Mitbehandlung von organischen Abfällen als Co-Substrate in der Abwasserbehandlung, näher untersucht werden.

Die Kombination bzw. Kopplung von Entsorgungsaufgaben für Abfall und Abwasser sowie Versorgungsaufgaben im Wasser- und Energiebereich kann dabei insbesondere für Städte attraktiv sein, in denen neue Systeme bzw. Versorgungs- und Entsorgungsinfrastrukturen erst aufgebaut werden müssen und eine Transformation von bestehenden Infrastrukturen nicht notwendig ist. Dagegen kann in Städten mit vorhandenen Infrastrukturen in diesem Bereich die Kopplung der Aufgaben durch Interessenskonflikte erschwert werden. Beispielsweise könnte die Mitbehandlung von organischen Abfällen in der Abwasserbehandlung dazu führen, dass nicht genug Inputmaterialien zum effizienten Betrieb von Bioabfallbehandlungsanlagen vorhanden sind.

8.5.3 Technische Systemvarianten

In diesem Unterkapitel werden die technischen Systemvarianten aus Sicht der Stoff- und Energieströme diskutiert.

Wasser

Die in dieser Arbeit untersuchten alternativen technischen Systemvarianten bzw. eine Kombination aus mehreren Systemvarianten können einen wertvollen Beitrag zur Lösung der Versorgungs- und Entsorgungsprobleme und somit zu einer nachhaltigen Entwicklung leisten. So eignet sich beispielsweise die Systemvariante „Trockensystem“ (bei gegebener Akzeptanz) für viele Regionen wie etwa in Afrika, die mit einer akuten/extremen Wasserknappheit zu kämpfen haben. Für solche Regionen kann auch trotz hohem Energiebedarf die Systemvariante „HWC“ eingesetzt werden, die durch die Vakuumentführung für Schwarzwasser den Wasserbedarf enorm verringert. In beiden genannten Systemvarianten entsteht ein großer Brauchwasserüberschuss, welcher in Regionen mit akuter Wasserknappheit für viele Zwecke wie Bewässerung oder für Gewerbe und Haushalte aus angrenzenden Gebieten eingesetzt werden könnte. Die Systemvariante „KonvGrau“ wäre beispielsweise für jene

Regionen vorstellbar, die nicht über eine funktionsfähige konventionelle (Ab-)Wasserinfrastruktur verfügen, deren Transformation in de-/semizentrale Systeme jedoch kurz- bis mittelfristig aus hauptsächlich wirtschaftlichen Gründen nicht in Frage kommt. „Semizentral“ hat im Vergleich zu „Trockensystem“ und „HWC“ einen etwas höheren Wasserbedarf, allerdings ist diese Variante auch für viele Regionen mit Wassermangel geeignet. Da ein Brauchwasserüberschuss aufgrund von mangelnder Nachfrage oder erschwerter Einleitung bzw. Versickerung nicht immer Vorteile bietet, ist „Semizentral“ aufgrund der geringeren Überschussmengen gegenüber „HWC“ und „Trockensystem“ in vielen Regionen vorzuziehen. „Konv-opt“ als Erweiterung des konventionellen Systems, kann vornehmlich dort eingesetzt werden, wo der Transformationsaufwand sehr hoch bzw. eine Transformation mittelfristig nicht möglich ist.

Energie

Aus energetischer Sicht bringen die alternativen Wasserinfrastruktursysteme, außer bei der Wärmerückgewinnung aus dem Ab-/Grauwasser bisher keine signifikanten Vorteile. Für die Übertragbarkeit kann deshalb davon ausgegangen werden, dass alternative Wasserinfrastruktursysteme bei einer langfristig sichergestellten Wasserversorgung und Abwasserentsorgung nicht aus energetischen Gründen realisiert werden. Die Chance zur Implementierung solcher Systeme besteht nur in Regionen, in denen die Lösung der schwerwiegenden Wasserprobleme an erster Stelle steht und die Energie eine untergeordnete Rolle spielt. Darüber hinaus könnten die alternativen Wasserinfrastruktursysteme auch in Regionen vorteilhaft sein, in denen die Entsorgungsaufgaben für Abfall und Abwasser und die Versorgungsaufgaben im Wasser- und Energiebereich kombiniert bzw. als eine große Einheit betrachtet werden.

Nährstoffe

Hinsichtlich des Gewässerschutzes bieten alle untersuchten alternativen Systeme im Vergleich zu den bestehenden Systemen signifikante Vorteile. Die Auswahl bzw. Eignung des alternativen Systems sollte deshalb unter Berücksichtigung der Vorteilhaftigkeit aus Sicht des Stoffstroms Wasser sowie aus energetischer Sicht erfolgen.

8.5.4 Nutzwertanalyse

Die Nutzwertanalyse hat für die Städte Hamburg und Qingdao ergeben, dass in der Gesamtbewertung mit insgesamt 15 verschiedenen quantitativen und qualitativen Bewertungskriterien (siehe Kapitel 5.6.2) innerhalb der drei Bewertungskategorien „Ökologie“, „Technik“ und „Soziokulturelles“ die technische Systemvariante „Semizentral“ den ersten Platz einnimmt. Dies gilt sowohl bei einer Gleichgewichtung aller Bewertungskategorien, als auch bei einer höheren Gewichtung der Bewertungskategorien

„Technik“ und „Soziokulturelles“. Das Referenzsystem „Konv“ steht je nach Gewichtung zwischen den Plätzen vier und sechs.

Die Recherchen für diese Arbeit haben ergeben, dass bezüglich der ausgewählten Bewertungskriterien innerhalb der Bewertungskategorien „Technik“ und „Soziokulturelles“ keine signifikanten Unterschiede zwischen den untersuchten Städten existieren und diese Kriterien für beide Städte gleich behandelt werden können (siehe auch Kapitel 6.7). Jedoch können sich die Ergebnisse insbesondere in der Bewertungskategorie „Soziokulturelles“ je nach Land/Region stark unterscheiden. Zur Erzielung aussagekräftiger Bewertungsergebnisse müssten hierzu systematische Befragungen in einem professionellen Rahmen mit Einbeziehung von Experten bzw. empirische Untersuchungen durchgeführt werden.

Die Nutzwertanalyse enthält relevante Bewertungskategorien/-kriterien zum Vergleich und zur Bewertung der Wasserinfrastruktursysteme. Sie deckt aus einer ganzheitlichen Sicht einen weiten Bewertungsbereich bzw. viele relevante Bewertungsaspekte ab. Sie wurde jedoch weitgehend allgemein und ohne Berücksichtigung der stadtspezifischen Rahmenbedingungen in Hamburg und Qingdao durchgeführt. Entsprechend ist damit eine möglichst gute Übertragbarkeit auf andere Städte bzw. Verallgemeinerung der Ergebnisse gegeben. Zur Bewertung der verschiedenen technischen Systemvarianten für andere Städte und Regionen kann die in dieser Arbeit durchgeführte Nutzwertanalyse den örtlichen Gegebenheiten angepasst werden. Dabei ist eine Anpassung/Optimierung für den jeweiligen spezifischen Fall durch Veränderung der Gewichtungen und Anpassung der Bewertungskategorien/-kriterien an die **Vorstellungen der Entscheidungsträger** vor Ort möglich. Bei der Durchführung von Nutzwertanalysen ist generell zu beachten, dass die Auswahl der Bewertungskategorien/-kriterien, deren Gewichtung sowie Punktbewertungen (Nutzwerte) einen großen Einfluss auf das Bewertungsergebnis haben.

8.5.5 Relevanz der Fallbeispiele für die Ableitung übertragbarer Aussagen

Hamburg stellt eine typische Großstadt in Deutschland dar und ist daher ideal für die Übertragbarkeit und Verallgemeinerung der Ergebnisse geeignet. Die Ergebnisse für Hamburg werden entsprechend als Blaupause für eine weit entwickelte Großstadt in einem Industrieland betrachtet. Wie die präsentierten Resultate für Hamburg aufgezeigt haben, ist ein Systemwechsel der Wasserinfrastruktur auf Gesamtstadtebene in den meist wachsenden Großstädten in Deutschland (z.B. München, Potsdam, Dresden, Freiburg, Mainz, Leipzig, Nürnberg, Köln, Frankfurt am Main, Stuttgart, Düsseldorf und Berlin (BBSR 2012; Statista o.J.)) und Europa aber auch anderer Industrienationen weltweit, in den nächsten Jahren und Jahrzehnten unwahrscheinlich. Auch, wenn die Städte wachsen und ihre Trinkwasserversorgung zum Teil aus anderen Regionen erfolgt, ist die Wasserversorgung in der Regel sichergestellt. Es gibt keine schwerwiegenden Versorgungsprobleme und somit keine Dringlichkeit zur Trinkwassereinsparung. Da die alternativen Systeme bisher auch aus energetischer Sicht keine großen

Vorteile bringen, besteht zunächst in Deutschland und den meisten westlichen Ländern, auch unter Berücksichtigung von ökonomischen und rechtlich-organisatorischen/institutionellen Aspekten (siehe Kapitel 5.6.2), kurz- bis mittelfristig – trotz der Bewertungsergebnisse der Nutzwertanalyse für Hamburg und der Vorteile von alternativen Wasserinfrastrukturen – kein Anreiz für eine Transformation der Wasserinfrastruktur auf die Gesamtstadtebene. Gleichwohl werden die Realisierung alternativer Systeme sicherlich punktuell und vereinzelt notwendig sein und konventionelle sowie alternative Wasserinfrastruktursysteme ergänzend nebeneinander existieren. Darüber hinaus wird die Implementierung alternativer Wasserinfrastruktursysteme in kleinerem Maßstab z.B. auf Haus- und Blockebene bis hin zur Quartiersebene fortgesetzt. Durch die Sammlung weiterer Erfahrungen in diesem Bereich ergibt sich eine Steigerung der Exportchancen in wasserarme Gebiete der Welt. Da Deutschland ein großer Phosphorimporteur ist, könnte in vielen (deutschen) Städten ein weiterer Anreiz zur Umsetzung und Weiterentwicklung solcher Systeme auch das Ziel der langfristigen Unabhängigkeit von anderen Ländern auf wirtschaftlicher und politischer Ebene sein. Dies gilt auch für andere Industriestaaten, die mit einer zunehmenden Abhängigkeit von wenigen Rohstofflieferanten konfrontiert und in Zukunft stärker auf Importe aus Entwicklungs- und Schwellenländern angewiesen sind.

Im Gegensatz zu Großstädten aus Industrieländern, wie Hamburg, München, Berlin usw., wird die Einführung alternativer Wasserinfrastruktursysteme in größerem Maßstab bzw. die Transformation des bestehenden Systems in vielen Städten der Entwicklungs- und Schwellenländer mit rasantem Bevölkerungswachstum und zunehmender Wasserknappheit als sehr sinnvoll und mittel- bis langfristig zum Teil notwendig erachtet. Die Ergebnisse in Qingdao haben gezeigt, dass die alternativen Wasserinfrastruktursysteme große Trinkwassereinsparungen mit sich bringen. Sie können bei der Lösung der bestehenden und mit großer Wahrscheinlichkeit in Zukunft zunehmenden „Wasserprobleme“ eine sehr große Rolle spielen und weisen eine gute Übertragbarkeit auf andere rasant wachsende Städte aus Entwicklungs- und Schwellenländern auf. Alleine in China gibt es 15 Megastädte mit mehr als 260 Millionen Einwohnern, viele chinesische Städte wie z.B. Shanghai, Guangzhou, Peking, Shenzhen und Wuhan wachsen ebenso wie Qingdao rasant (OECD 2015). In diesen Städten entstehen oft neue große Stadtgebiete und sie haben mit ähnlichen, teilweise stärker ausgeprägten Versorgungs- und Entsorgungsproblemen wie in Qingdao zu kämpfen (siehe auch Kapitel 5.2). Deshalb können die Ergebnisse aus Qingdao auf eine Vielzahl weiterer Städte übertragen werden. Dabei können die alternativen Wasserinfrastruktursysteme aufgrund ihres modularen und flexiblen Aufbaus angepasst an die jeweiligen Rahmenbedingungen und Gegebenheiten auf Haus-, Block-, Quartiers- und Stadtteilebene realisiert werden und sind daher gut auf andere Situationen übertragbar. Die Alternative zur Wassereinsparung in solchen Städten sind Verfahren mit sehr hohem Energieaufwand (Meerwasserentsalzung, Fernversorgungsleitungen usw.), um Trinkwasser für die Bevölkerung bereitzustellen und entsprechend Abwasser in großen Mengen zu entsorgen. Deshalb sind

die heute noch energieintensiveren alternativen Wasserinfrastruktursysteme aus langfristiger Perspektive auch aus energetischer Sicht für Städte mit „Wasserproblemen“ mit hoher Wahrscheinlichkeit sinnvoller und effizienter. Im Gegensatz zur Notwendigkeit zum effizienteren Umgang mit der Ressource Wasser hat China hinsichtlich der Nährstoffe mit seinen großen Phosphatreserven aus wirtschaftlicher und politischer Sicht keine Dringlichkeit eine Veränderung des bestehenden Systems vorzunehmen, obwohl die Gewässerbelastung durch Nährstoffeinträge große Umweltprobleme mit sich bringen.

Fazit

Aus obiger Diskussion resultiert die Erkenntnis, dass die Ergebnisse dieser Arbeit eine sehr gute Übertragbarkeit auf eine Vielzahl von möglichen Anwendungsfällen aufweisen. Prinzipiell können die Ergebnisse auf viele Städte und Regionen weltweit übertragen werden, die eine Wasserinfrastruktur wie in Hamburg und Qingdao haben und mit vergleichbaren Herausforderungen (zum Beispiel beide wachsende Städte, wobei Qingdao viel schneller wächst) wie die untersuchten Städte konfrontiert sind⁸⁰. Dabei stellen die Ergebnisse für Hamburg eine passende Grundlage für Großstädte in Industrieländern dar, während jene für Qingdao auf Großstädte in Entwicklungs- und Schwellenländer gut übertragbar sind. Es wird geschlussfolgert, dass in Hamburg und ähnlichen Städten mit hohem Entwicklungsgrad eine Transformation der Wasserinfrastruktur aus einer ganzheitlichen Sicht kurz- bis mittelfristig nicht sinnvoll ist. In Qingdao und ähnlichen Städten kann fest davon ausgegangen werden, dass alternative Wasserinfrastruktursysteme einen zentralen Ansatzpunkt zur Lösung größer werdender Wasserprobleme darstellen.

Für belastbare detaillierte Aussagen zu weiteren potenziellen Städten müssen jedoch die spezifischen Umstände der jeweiligen Städte durch Anpassung der Eingabeparameter in der Modellierung berücksichtigt werden. Dabei muss die optimale Größe der alternativen Systeme bzw. der optimale Grad der Dezentralität für jede Stadt, abhängig von den städtebaulichen Gegebenheiten, genau analysiert werden. Die Minimal- und Maximalgrößen der Infrastrukturen ergeben sich aus ökonomischen sowie technischen Randbedingungen (Bieker 2009), die für jeden Einzelfall bzw. jede Stadt detailliert untersucht werden müssten. Zum Beispiel können durch den Bau größerer Anlagen positive Skaleneffekte erzielt werden, wodurch aber auch größere Transportkosten im Vergleich zu kleineren Einheiten entstehen. Eine wesentliche Rolle spielen dabei raumrelevante Faktoren (wie die Baustruktur) sowie lokale und regionale Besonderheiten, wie Topografie, Bodenbeschaffenheit und Bestand an Infrastrukturen (Bieker 2009).

Es gilt grundsätzlich zu beachten, dass es auf Gesamtstadtebene aufgrund unterschiedlicher Rahmenbedingungen keine standardisierten Lösungen geben kann. Aus ganzheitlicher Sicht bringt jede

⁸⁰ Zur Identifizierung von weiteren Städten mit vergleichbaren/ähnlichen Eigenschaften wie die Fallstudien in dieser Arbeit, kann eine Charakterisierung von Städten hilfreich sein (siehe auch Kapitel 5.3.3).

technische Lösung Vor- und Nachteile mit sich, so dass die Implementierung alternativer Wasserinfrastruktursysteme eine hohe technische und konzeptionelle Anpassungsfähigkeit sowie ein großes Maß an Flexibilität zur Voraussetzung hat.

9 Zusammenfassung und Ausblick

9.1 Zusammenfassung

Für eine zukunftsfähige Weiterentwicklung der Menschheit wird die Entwicklung und Umsetzung von nachhaltigen Infrastruktursystemen mit ressourceneffizienten/-schonenden Ansätzen immer wichtiger. Auch in der Siedlungswasserwirtschaft haben in den letzten Jahren Themen wie Kreislaufführung und Effizienzsteigerung an Bedeutung gewonnen. Exemplarisch wird diese Entwicklung beim Abwasser deutlich, welches aufgrund seines bisher noch weitgehend ungenutzten energetischen wie stofflichen Potenzials, zunehmend anstatt eines Abfallproduktes als Ressource und Rohstoff betrachtet wird.

Die ursprünglichen Ziele der Abwasserentsorgung können mit dem bestehenden konventionellen Wasserinfrastruktursystem in der Regel zufriedenstellend erfüllt werden. Unter Berücksichtigung von Nachhaltigkeitsaspekten ist das System jedoch trotz Weiterentwicklungen und Optimierungen in den letzten Jahren (z.B. erweiterte Verfahrensstufen, Mess- und Regelungstechnik) einer wachsenden Kritik ausgesetzt. Es ist fraglich, ob das bestehende konventionelle System, das aufgrund hoher Pfadabhängigkeiten relativ unflexibel und schlecht anpassungsfähig bezüglich schneller Veränderungen ist, auch für die Zukunft eine effiziente und nachhaltige Infrastruktur sein kann. Weiterhin ist unklar, ob es auf veränderte Randbedingungen und neue Herausforderungen (z.B. demographischer Wandel, Verstädterung, Änderung der Landnutzung, steigende Kosten, hoher Wasserverbrauch, Alterung der Systeme bzw. Bedarf an Sanierungen/Erneuerungen) sowie sich mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit weltweit verschärfende Probleme des (Ab-)Wassersektors eine zufriedenstellende Antwort geben kann. Daher sind eine grundsätzlich veränderte Ressourcennutzung, die Entwicklung und Umsetzung von neuen Systemlösungen und Techniken sowie der mittel- bis langfristige Umbau der Versorgungs- und Entsorgungssysteme zwingend notwendig. Diese Punkte gehören zu den zentralen wirtschaftlichen und umweltpolitischen Herausforderungen in den nächsten Jahren und Jahrzehnten.

In den vorausgehenden zwei Jahrzehnten gab es bedeutende Entwicklungen im Bereich der alternativen Wasserversorgungs- und Abwasserentsorgungssysteme. Es gibt aber bis heute nur wenige Umsetzungen dieser Technologien in größerem Maßstab. Pilotprojekte zeigen, dass der Einsatz von alternativen Systemen mit Stoffstromtrennung und Kreislaufführung prinzipiell möglich ist. Eine sichere Vorhersage über den tatsächlichen Nutzen durch die Einführung dieser Systeme in größerem Maßstab bzw. in Kombination mit den konventionellen Systemen bis hin zu einer Transformation der Wasserinfrastruktur

ist momentan nicht möglich. In diesem Bereich ist noch sehr viel grundlegende Entwicklungsarbeit zu leisten, wofür die Erprobung neuer Systeme zwingend ist.

Das Ziel dieser Arbeit war, mithilfe von Stoffstrom- und Nutzwertanalysen sechs verschiedene technische Wasserinfrastruktursysteme in den Städten Hamburg und Qingdao (China) bezüglich der Stoffströme Wasser, Energie und Nährstoffe, auf häuslicher Ebene bzw. Siedlungsebene miteinander zu vergleichen. Es sollten Rückgewinnungs- und Wiederverwertungspotenziale sowie die nachhaltigste Alternative identifiziert werden. Weiterhin wurde in dieser Arbeit die Bioabfallbehandlung für beide Städte behandelt. Es ist anzumerken, dass bei der Auswahl der untersuchten technischen Systemvarianten die zwei aktuell weltweit größten Umsetzungsprojekte („Semizentral“ und „HWC“⁸¹) berücksichtigt wurden.

Als Ergebnis der Stoffstromanalysen erhält man potentielle Trinkwassereinsparungen von 24 % bis 27% durch die Einführung alternativer Wasserinfrastruktursysteme mit Kreislaufführung der Wasserressourcen bzw. Brauchwassernutzung für die Toilettenspülung. Der weitergehende Einsatz des Brauchwassers birgt zusätzlich erhebliche Einsparpotenziale bezüglich Trinkwasserbedarf und Abwasseranfall. Die Folgen wären eine Schonung natürlicher Wasservorkommen, eine Verringerung des Einsatzes von Chemikalien und Energie in der Trinkwasseraufbereitung sowie eine Entlastung von Kläranlagen und Gewässern. Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass ein erheblicher Brauchwasserüberschuss erzeugt wird, der für weitere Nutzungszwecke eingesetzt oder kleinräumig versickert bzw. in Gewässer eingeleitet werden kann.

Hinsichtlich der Energiebilanzen mit Berücksichtigung aller einzelnen Energieströme, von der Trinkwasserbereitstellung bis hin zur Abwasserbehandlung und Energieproduktion, lässt sich eine vorteilhafte Strombilanz des Referenzsystems sowohl in Hamburg als auch in Qingdao feststellen. Weiterhin ist ein besseres Abschneiden hinsichtlich der Wärmebilanzen bei den Systemvarianten mit einer Wärmerückgewinnung aus dem Ab-/Grauwasser ersichtlich. Wie jedoch aus der Praxis bekannt, ist eine Wärmerückgewinnung an vielen Stellen aufgrund der Gegebenheiten ökonomisch und technisch nicht möglich bzw. sinnvoll. Die Energiebilanzen machen auch deutlich, dass der Einsatz von Co-Substraten – trotz zusätzlichem Energiebedarf für Aufbereitung, Transport und Behandlung der Co-Substrate – zu einer verbesserten Strom- und Wärmeproduktion und somit zu einer besseren Energiebilanz führen kann.

Bezüglich der Nährstoffe Phosphor und Stickstoff lässt sich feststellen, dass durch die Stoffstromtrennung bei den alternativen Wasserinfrastruktursystemen eine Reduzierung der Gewässerbelastung möglich ist. Der Phosphoroutput befindet sich hauptsächlich in den Reststoffen bzw. Gärresten. Ähnlich wie beim Phosphorstrom befindet sich auch eine nicht unbedeutende Menge Stickstoff in den Gärresten. Die weitere Verwertung der Reststoffe zur Umweltentlastung sollte daher näher betrachtet und daraus die Herstellung von unbedenklichen Düngemitteln für die Landwirtschaft

⁸¹ Bei der technischen Systemvariante „HWC“ wurde eine optimierte Version des Umsetzungsprojektes modelliert.

diskutiert werden. Bezogen auf die Stickstoffoutputs lösen die alternativen Wasserinfrastruktursysteme bisher nicht das Problem, dass es bei der Abwasserbehandlung zu enormen Emissionen, u.a. des Treibhausgases Distickstoffmonoxid, in die Atmosphäre kommt. Allerdings können die alternativen Wasserinfrastruktursysteme diese unerwünschten Emissionen zumindest reduzieren und sind aus diesem Grund als Weiterentwicklung in die richtige Richtung zu sehen.

Bei der Bioabfallbehandlung lässt sich bezüglich der Energiebilanzen feststellen, dass in Qingdao ein großes Potenzial zur Energieproduktion besteht. Die Ergebnisse der Nährstoffmodellierungen bei der Bioabfallbehandlung haben gezeigt, dass die Phosphor- und Stickstoffmengen in den Bioabfällen im Vergleich zu den Wasserinfrastruktursystemen sehr gering sind und nur eine untergeordnete Rolle spielen.

In der Bewertung mithilfe der Nutzwertanalyse mit insgesamt 15 Bewertungskriterien innerhalb der drei Bewertungskategorien „Ökologie“, „Technik“ und „Soziokulturelles“ steht für beide Städte die alternative technische Systemvariante „Semizentral“ an erster Stelle und schneidet besser als das Referenzsystem ab. Dieses Ergebnis gilt sowohl bei einer Gleichgewichtung aller Bewertungskategorien, als auch bei einer höheren Gewichtung bzw. Priorisierung der Bewertungskategorien „Technik“ und „Soziokulturelles“.

Übergreifend lässt sich sagen, dass die Einführung von alternativen Wasserinfrastruktursystemen bzw. die Transformation des bestehenden Systems in der schnell wachsenden Stadt Qingdao als sinnvoll und langfristig als notwendig angesehen wird. Allerdings bedarf es politischer Grundsatzentscheidungen und der daraus abzuleitenden Handlungsbedingungen für die Transformation des bestehenden Systems.

Trotz aus der Bewertung hervorgehender Vorteile von alternativen Wasserinfrastrukturen besteht hingegen in Hamburg, auch unter Berücksichtigung von ökonomischen und rechtlich-organisatorischen/institutionellen Aspekten, kurz- bis mittelfristig kein Anreiz für eine Transformation der Wasserinfrastruktur auf Gesamtstadtebene.

9.2 Ausblick

Für die weiterführende Herstellung eines ganzheitlichen Vergleichs von verschiedenen technischen Wasserinfrastrukturen sollten bei zukünftigen Forschungsarbeiten weitere Stoffströme Berücksichtigung finden. Relevant erscheinen dafür Chemikalien zur Trinkwasserbereitstellung und Abwasserbehandlung sowie weitere Nährstoffe (z.B. Kalium, Schwefel, Calcium) und Schadstoffe (z.B. Medikamentenrückstände, Schwermetalle, Mikroplastik). Außerdem sollten die Umweltwirkungen von Wasserinfrastruktursystemen, etwa anhand von Ökobilanzen, betrachtet werden. Darüber hinaus sollten rechtlich-organisatorische/institutionelle sowie soziokulturelle Aspekte, wie zum Beispiel Akzeptanzfragen, genauer analysiert werden. Ebenso sollten ökonomische Aspekte (betriebs- und volkswirtschaftlich) berücksichtigt werden. Für eine bessere Aussagefähigkeit der Untersuchungen sind

dabei der theoretischen Betrachtung möglichst viele Informationen aus Umsetzungsprojekten (Messdaten, ökonomische Bilanzen, empirische Untersuchungen usw.) hinzuzufügen.

Darüber hinaus sind Effizienzsteigerungen aufgrund von Synergieeffekten bei einer strategischen Abstimmung der Bereiche Abwasser- und Abfallentsorgung abzuschätzen. Für eine stärker belastbare Identifizierung von Potenzialen und Hemmnissen bei der Einführung von alternativen Wasserinfrastruktursystemen ist, neben der Berücksichtigung der genannten Aspekte, die Einbeziehung von verschiedenen Verantwortlichen und Stakeholdern anzustreben.

10 Literaturverzeichnis

Abele, Corinne (2008): Branchenstudie Wassertechnik und Wassermanagement in Nordchina. Bundesagentur für Außenwirtschaft (bfai). Köln.

ABS Energy Research (2004): Water and Waste Utilities of the World Ed 6 – 2004. London.

Adamczyk, Angelika; Haefner, Melanie; Linke, Theresa; Warnstorff, Jürgen (2010): China im Wasserstress - Der Umgang der Volksrepublik mit der Ressource Wasser. Universität für Bodenkultur Wien, Wien.

Allianz SE (Hg.) (2015): Leben in der Megastadt: Wie die größten Städte der Welt unsere Zukunft prägen. München.

Antholz, Mathias; Behrendt, Joachim; Bettendorf, Torsten; Braun, Ulrich; Gayh, Ulrike; Otterpohl, Ralf (2010): Der Schwarzwasserkreislauf - eine Neukonzeption zum effizienten Umgang mit Abwasser und seinen Inhaltsstoffen. gwf - Wasser|Abwasser, vol. 151, no. 03, pp. 294-307.

ATT; BDEW; DBVW; DVGW; DWA; VKU (2011): Branchenbild der deutschen Wasserwirtschaft 2011. Hg. v. Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e. V. (ATT), Bundesverband der Energie-und Wasserwirtschaft e. V. (BDEW), Deutscher Bund der verbandlichen Wasserwirtschaft e. V. (DBVW), Deutscher Verein Gas-und Wasserfaches e. V. –. Technisch-wissenschaftlicher Verein (DVGW), Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e. V. (DWA) und Verband kommunaler Unternehmen e. V. (VKU). Bonn.

ATT; BDEW; DBVW; DVGW; DWA; VKU (2015): Branchenbild der deutschen Wasserwirtschaft 2015. Hg. v. Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e. V. (ATT), Bundesverband der Energie-und Wasserwirtschaft e. V. (BDEW), Deutscher Bund der verbandlichen Wasserwirtschaft e. V. (DBVW), Deutscher Verein Gas-und Wasserfaches e. V. –. Technisch-wissenschaftlicher Verein (DVGW), Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e. V. (DWA) und Verband kommunaler Unternehmen e. V. (VKU). Bonn.

Augustin, Kim; Skambraks, Anne-Katrin; Li, Zhiqiang; Giese, Thomas; Rakelmann, Ulf; Meininger, Franziska et al. (2014): Towards sustainable sanitation – The Hamburg Water cycle in the settlement Jenfelder Au. Water Science Technology: Water Supply, 14(1), pp. 13-21.

Baccini, P.; Brunner, Paul H. (1991): Metabolism of the anthroposphere. Springer-Verlag Berlin Heidelberg GmbH.

Baccini, Peter; Bader, Hans-Peter (1996): Regionaler Stoffhaushalt. Erfassung, Bewertung und Steuerung: Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, Berlin, Oxford.

Baccini, Peter; Daxbecjk, H.; Glenck, E.; Henseler, G. (1993): Metapolis, Güterumsatz und Stoffwechselprozesse in den Privathaushalten einer Stadt, Bericht 34A und B (Technischer Anhang), NFP "Stadt und Verkehr", in Zusammenarbeit mit der Stadtverwaltung der Stadt St. Gallen und dem Institut für Marktanalysen AG (IHA), EAWAG, Abt. Abfallwirtschaft, Dübendorf.

badenova (2007): Wärme aus Abwasser. Evaluation von Technik, Betrieb und Randbedingungen Potenzial der Kanalwärmenutzung in Freiburg im Breisgau. Freiburg.

Bader, Hans-Peter; Scheidegger, Ruth (2012): MMFA Framework. Hg. v. Eawag: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology. Dübendorf.

Bailly, Henri Claude; Tayart de Borms, Charles (1977): Materials flows in the post consumer waste stream of the EEC : a report / prepared for the Directorate-General for Industrial and Technological Affairs and for the Environment and Consumer Protection Service of the Commission of the European Communities. London.

Bauerfeld, Katrin; Dockhorn, Thomas; Dichtl, Norbert (2009): Schlussbericht zum BMBF-Vorhaben Klärschlammbehandlung und -verwertung unter anderen klimatischen und sonstigen Randbedingungen. Verbundprojekt Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet Abwasser, Teilprojekt B4. Förderkennzeichen: 02WA0733. Institut für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig.

Baumann, M.; Laue, H.-J.; Müller, P. (2007): Wärmepumpen. Heizen mit Umweltenergie. 4., erweiterte und vollständig überarbeitete Auflage, BINE Informationsdienst, Berlin.

BBSR (2009): Nachhaltige Stadtentwicklung: Strategien und Indikatoren. Hg. v. Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (BBSR). Online verfügbar unter http://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/Stadtentwicklung/StadtentwicklungDeutschland/NachhaltigeStadtentwicklung/Projekte/Archiv/StrategienIndikatoren/00_Start.html?nn=441750, zuletzt geprüft am 21.08.2017.

BBSR (2012): Bevölkerungsentwicklung: Schere zwischen wachsenden und schrumpfenden Städten und Gemeinden öffnet sich. Positive Entwicklung in vielen Großstädten. Hg. v. Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (BBSR). Online verfügbar unter <http://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/Raumentwicklung/RaumentwicklungDeutschland/Projekte/Archiv/Bevoelkerung/bevoelkerungsentwicklung.html>, zuletzt geprüft am 29.03.2017.

BDEW (2015): Trinkwasserverwendung im Haushalt 2014. Durchschnittswerte bezogen auf die Wasserabgabe an Haushalte und Kleingewerbe - Anteile. Hg. v. Bundesverband der Energie-und Wasserwirtschaft e. V. (BDEW). Online verfügbar unter [https://www.bdew.de/internet.nsf/id/3852C5217E9FD4E1C125786C004274E7/\\$file/Trinkwasserverwendung%20im%20HH%202014-Anteile.pdf](https://www.bdew.de/internet.nsf/id/3852C5217E9FD4E1C125786C004274E7/$file/Trinkwasserverwendung%20im%20HH%202014-Anteile.pdf), zuletzt aktualisiert am 30.07.2015, zuletzt geprüft am 10.03.2016.

BDEW (2016): Eckdaten zur Abwasserentsorgung in Deutschland 2013. Hg. v. Bundesverband der Energie-und Wasserwirtschaft e. V. (BDEW).

Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt (2013): Hamburgs Wasserwirtschaft Daten und Fakten. Online verfügbar unter <http://www.hamburg.de/contentblob/4139288/57f7de51aa3e395265cee02c868954a7/data/wasserwirtschaft-flyer.pdf>, zuletzt geprüft am 21.08.2017.

Beneke, Gudrun; Seggern, Hille von (2004): The decentralisation of sewage purification from the perspective of open space and urban planning. In: ecosan – closing the loop Proceedings of the 2nd international symposium, 7th –11th April 2003, Lübeck, Germany. Eschborn.

bfai (2008): Branchenstudie Wassertechnik und Wassermanagement in Nordchina. Bundesagentur für Außenwirtschaft (bfai). Köln.

BGK (2009): Biowaste Conference 110 Mio. t Bioabfall - Potential einer wertvollen Ressource. EU-Nachrichten. Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. Online verfügbar unter https://www.kompost.de/fileadmin/docs/EU_Nachrichten/EU_nachrichten_03_09.pdf, zuletzt geprüft am 05.05.2017.

BGR (2014): Phosphat. Rohstoffwirtschaftliche Steckbriefe. Hg. v. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Hannover.

BGV (2014): Demografie-Konzept Hamburg 2030. Mehr • Älter • Vielfältiger. Hg. v. Freie und Hansestadt Hamburg. Behörde für Gesundheit und Verbraucherschutz. Hamburg.

Bi, Xuejun (2015): Interview über die Wasserversorgung und Abwasserentsorgung/-behandlung in Qingdao. Qingdao.

Bieker, Susanne (2009): Semizentrale Ver- und Entsorgungssysteme: neue Lösungen für schnell wachsende urbane Räume. Untersuchung empfehlenswerter Größenordnungen. Dissertation. Technische Universität Darmstadt Institut WAR, Darmstadt.

Bieker, Susanne (2015): Semizentral. Integrierte Ver- und Entsorgungssysteme für schnell wachsende urbane Räume. Hg. v. Institut IWAR - Fachgebiet Abwassertechnik der TU Darmstadt. Darmstadt.

Bieker, Susanne; Tolksdorf, Johanna (2014): Zukunftsfähige Abwasserinfrastrukturen für urbane Räume in Deutschland. In: Demografischer Wandel: Zukunftsfähige Abwasserkonzepte. Hg. v. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e. V. (DWA). Hennef.

BMBF (o.J.): Integriertes Wasserressourcen-Management im Cuvelai-Etosha Becken (Namibia): CuveWaters. Online verfügbar unter <http://www.bmbf.wasserressourcen-management.de/de/106.php>, zuletzt geprüft am 31.03.2017.

BMBF (2012): Ressource Wasser. Wasserforschung für eine nachhaltige Zukunft. Hg. v. Bundesministerium für Bildung und Forschung. Bonn.

BMLFUW (2015): Reduktionspotential bei den Lachgasemissionen aus Kläranlagen durch Optimierung des Betriebes. Hg. v. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien.

BMU (2011): Wasserwirtschaft in Deutschland. Wasserversorgung - Abwasserbeseitigung. Hg. v. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU). Berlin.

BMU; UBA (2011): Umweltwirtschaftsbericht 2011 - Daten und Fakten für Deutschland. Hg. v. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und Umweltbundesamt. Berlin, Dessau-Roßlau.

BMUB (2011): Statistik Trinkwasserversorgung. Hg. v. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB), zuletzt aktualisiert am 2011, zuletzt geprüft am 10.03.2016.

BMUB (2013): Abwasser. Hg. v. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. Online verfügbar unter <http://www.bmub.bund.de/themen/wasser-abfall-boden/binnengewasser/abwasser/>, zuletzt aktualisiert am 01.03.2013, zuletzt geprüft am 14.02.2017.

BMUB (2015): Grün in der Stadt – Für eine lebenswerte Zukunft. Grünbuch Stadtgrün. Hg. v. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB). Berlin.

BMWi (2016): Daten und Fakten: Indien: Wasser- und Abwasserwirtschaft. BMWi-Markterschließungsprogramm für KMU. Online verfügbar unter http://www.germanwaterpartnership.de/fileadmin/pdfs/gwp_reisen/indien_2016/ga_indien_2016_factsheet.pdf, zuletzt geprüft am 25.09.2016.

BMZ (2006a): BMZ-Materialien Der Wassersektor in der deutschen Entwicklungszusammenarbeit. Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (BMZ). Bonn.

BMZ (2006b): Sektorkonzept Wasser. BMZ Konzepte 143. Hg. v. Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (BMZ). Berlin, Bonn.

BMZ (2008): Entwicklungszusammenarbeit im Bereich Siedlungshygiene und Abwassermanagement. BMZ SPEZIAL 158. Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (BMZ). Berlin, Bonn.

Bobeck, Michaela (2010): Organic Household Waste in Developing Countries. An overview of environmental and health consequences, and appropriate decentralised technologies and strategies for sustainable management. Mid Sweden University.

Böhm, Eberhard; Hillenbrand, Thomas; Liebert, Joachim; Schleich, Joachim; Walz, Rainer (2002): Kosten-Wirksamkeitsanalyse von nachhaltigen Maßnahmen im Gewässerschutz. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit Forschungsbericht 299 21 289UBA-FB 000221. Hg. v. Umweltbundesamt. Berlin.

bpb (2007): Mega-Urbanisierung: Chancen und Risiken. Nachhaltige Entwicklung in Megastädten. Bundeszentrale für politische Bildung. Online verfügbar unter <http://www.bpb.de/internationales/weltweit/megastaedte/64706/urbanisierung-chancen-und-risiken?p=all>, zuletzt geprüft am 26.09.2016.

bpb (2010): Zahlen und Fakten Globalisierung. Wasserverbrauch. Hg. v. Bundeszentrale für politische Bildung. Online verfügbar unter <http://www.bpb.de/nachschlagen/zahlen-und-fakten/globalisierung/52730/wasserverbrauch>, zuletzt aktualisiert am 14.09.2010, zuletzt geprüft am 17.09.2015.

Bringezu, Stefan (1998): Bewertung zentraler und dezentraler Abwasserbehandlungssysteme mit den Mitteln der Stoffflussanalyse. In: Dezentrale Abwasserbehandlung für ländliche und urbane Gebiete, Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft, TU München Band 138 S. 15-25.

Bringezu, Stefan; Moll, Stephan; Schütz Helmut (2002): Der Stoffhaushalt nationaler Volkswirtschaften und Aspekte eines nachhaltigen Ressourcenmanagements. Wuppertaler Institut für Klima, Umwelt, Energie (Technikfolgenabschätzung – Theorie und Praxis Nr. 1, 11. Jg, 1,11).

Brombach, Hansjörg (2013): Regenwasserbehandlung in Deutschland. Geschichte, Statistik und neue Richtlinien. 6. UFT-Akademie Zeitgemäßer Umgang mit Regen- und Mischwasser. Münchweiler/Alsenz, Rheinland-Pfalz.

- Brooks, David B.; Brandes, Oliver M.; Gurman, Stephen (2009): Making the Most of the Water We Have: The Soft Path Approach to Water Management. London: Earthscan.
- Brown, Katrina; Adger, W. Neil; Tompkins, Emma; Bacon, Peter; Shim, David; Young, Kathy (2001): Trade-off analysis for marine protected area management. *Ecological Economics* 37 (2001) 417 – 434.
- Brunner, Paul H.; Baccini, Peter (1992): Regional Materials Management and Environmental Protection. In: *Waste Management and Research* vol. 10 no. 2 203-212.
- Brunner, Paul H.; Rechberger, Helmut (2004): Practical handbook of material flow analysis. Advanced methods in resource and waste management. Boca Raton, London, New York, Washington DC: Lewis. Online verfügbar unter https://thecitywasteproject.files.wordpress.com/2013/03/practical_handbook-of-material-flow-analysis.pdf, zuletzt geprüft am 25.05.2016.
- BSU (2006): Dezentrale naturnahe Regenwasserbewirtschaftung. Ein Leitfaden für Planer, Architekten, Ingenieure und Bauunternehmer. Hg. v. Freie und Hansestadt Hamburg. Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt (BSU). Hamburg.
- BSU (2014): Grüne, gerechte, wachsende Stadt am Wasser. Perspektiven der Stadtentwicklung für Hamburg. Freie und Hansestadt Hamburg. Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt (BSU). Hamburg.
- BUND (2005): BUNDposition. BUNDforderungen für eine nachhaltige Kreislaufwirtschaft im Einklang mit Gesundheits- und Bodenschutz. Hg. v. Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V. (BUND). Berlin.
- Bürgow, Grit; Kluge, Thomas; Million, Angela; Schramm, Engelbert; Winker, Martina (2014): Das Memorandum "Klimagerechte Stadt". Ein Aufruf an Politik, Wissenschaft und Akteure aus der Praxis. *Planerin* (6), 45-47.
- Buri, René; Kobel, Beat (2005): Energie aus Abwasser. Leitfaden für Ingenieure und Planer. Arbeitsgemeinschaft Ryser Ingenieure AG; Institut Energie in Infrastrukturanlagen; ECO.S Energieconsulting Stadtmeister. Osnabrück/Bern.
- BUW (2013): Siedlungswasserwirtschaft im ländlichen Raum - Teil Abwasserentsorgung. Weiterbildendes Studium "Wasser und Umwelt". Weimar: Bauhaus-Universität Weimar. Hg. v. Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt in fachlicher Kooperation mit der DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- BUW (2015): Neuartige Sanitärsysteme. Begriffe, Stoffströme, Behandlung von Schwarz-, Braun-, Gelb-, Grau- und Regenwasser, Stoffliche Nutzung. Hg. v. Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt, Bauhaus-Universität Weimar. Weimar.
- Chang, Yue (2010): Greywater treatment within semi-centralised supply and treatment systems by the example of the People's Republic of China. Dissertation, Fachbereich 13. Hg. v. Verein zur Förderung des Instituts der TU Darmstadt e.V. Schriftenreihe IWAR 208. Darmstadt.
- Cheng, Yuanting; Götz, Konrad (2016): Elemente der Wasserkultur in der chinesischen Region Qingdao. Eine Recherche im Rahmen des Projekts SEMIZENTRAL. ISOE-Materialien Soziale Ökologie, Nr. 47. Hg. v. Institut für sozial-ökologische Forschung (ISOE) GmbH. Frankfurt am Main.

Chèvre, Nathalie; Coutu, Sylvain; Margot, Jonas; Wynn, Htet Kyi; Bader, Hans-Peter; Scheidegger, Ruth (2013): Substance flow analysis as a tool for mitigating the impact of pharmaceuticals on the aquatic system. *Water Research* Volume 47, Issue 9, 1 June 2013, Pages 2995–3005.

China Statistics Press (Hg.) (2014): *Qingdao Statistical Yearbook 2014*.

China Water Risk (2010): *China Water Risk China's Water Crisis Part II –Water Facts At A Glance*. Online verfügbar unter <http://chinawaterrisk.org/wp-content/uploads/2011/06/Chinas-Water-Crisis-Part-2.pdf>, zuletzt geprüft am 25.05.2016.

Clemens, Joachim; Nisipeanu, Peter; Muskulus, Andreas; Rieß, Peter; Arnold, Ute, Vinnerås, Björn; Winker, Martina (2008): Produkte aus neuartigen Sanitärsystemen in der Landwirtschaft. In: *KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall* (10).

Cornel, Peter; Wagner, Martin (2005a): Endbericht "Semizentrale Ver- und Entsorgungssysteme für urbane Räume Chinas - Teilprojekt 1. Technische Universität Darmstadt Institut WAR. Darmstadt. Online verfügbar unter http://www.semizentral.de/fileadmin/user_upload/Publikationen/060623_Semizentral_EndberichtTP1.pdf, zuletzt geprüft am 23.05.2016.

Cornel, Peter; Wagner, Martin (2005b): Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung Teil II: Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung, Band 1 Anforderungen an die Abwassertechnik in anderen Ländern. Volksrepublik China. Hg. v. Ruhr-Universität Bochum. Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik. Bochum.

Cornel, Peter; Wagner, Martin (2006): *Semizentrale Ver- und Entsorgungssysteme für urbane Räume Chinas. Teilprojekt 1; Endbericht; Berichtszeitraum: 01.10.2003 bis 30.06.2005*. Darmstadt, Hannover (Forschungsbericht / Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF)).

Cornel, Peter; Wagner, Martin; Bieker, Susanne; Tolksdorf, Johanna; Lu, Dan; Linke, Joachim et al. (2013): *Verbundprojekt SEMIZENTRAL: Ressourceneffiziente und flexible Ver- und Entsorgungsinfrastruktursysteme für schnell wachsende Städte der Zukunft [Phase 1]*. Darmstadt.

Cornel, Peter; Weber, Barbara; Böhm, Hans Reiner; Bieker, Susanne; Selz, Alexandra (2004): *Semizentrale Wasserver- und Entsorgungssysteme : eine Voraussetzung zur innerstädtischen Wasserwiederverwendung?* In: *Wasserwiederverwendung : eine ökologische und ökonomische Notwendigkeit wasserwirtschaftlicher Planung weltweit? / 73. Darmstädter Seminar Abwassertechnik.- Darmstadt : Verein zur Förderung des Inst. WAR, 2004.- 140 S.- (Schriftenreihe WAR ; 159).-ISB. Verein zur Förderung des Inst. WAR, Darmstadt [Konferenz- oder Workshop-Beitrag]*.

Davoudi, Arash; Milosevic, Danijela; Scheidegger, Ruth; Schramm, Engelbert; Winker, Martina (2016): *Stoffstromanalyse zu verschiedenen Wasserinfrastruktursystemen in Frankfurter und Hamburger Quartieren*. netWORKS-Papers Nr. 30. Hg. v. Forschungsverbund netWORKS. Berlin. Deutsches Institut für Urbanistik Difu.

Decker, Ethan H.; Elliott, Scott; Smith, Felisa A.; Blake, Donald R.; Rowland, F. Sherwood (2000): *Energy and material flow through the urban ecosystem*. *Annual Review of Energy and the Environment* Vol. 25: 685 - 740.

Delavy, Pascal; Eugster, Jack; Panagiotidis, Vassileios; Siegrist, Hansruedi; Wanner, Oskar (2004): Wärmerückgewinnung aus Abwassersystemen. EAWAG. Dübendorf.

Deutscher Bundestag (1994): Bericht der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt - Bewertungskriterien und Perspektiven für umweltverträgliche Stoffkreisläufe in der Industriegesellschaft". Die Industriegesellschaft gestalten- Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen. Drucksache 12/8260. Bonn.

DGVN (2006): Bericht über die menschliche Entwicklung 2006. Nicht nur eine Frage der Knappheit: Macht, Armut und die globale Wasserkrise. Hg. v. Deutsche Gesellschaft für die Vereinten Nationen e.V. (DGVN). Berlin.

Diefenbach, Nikolaus; Enseling, Andreas; Werner, Peter; Sturm, Peter; Kieslich, Wolfgang (2002): Null-Emissions-Stadt. Sondierungsstudie im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung vorgelegt vom IWU – Institut Wohnen und Umwelt GmbH, Darmstadt in Zusammenarbeit mit dem ZIV – Zentrum für integrierte Verkehrssysteme, Darmstadt.

Dockhorn, Thomas (2010): Zukünftiger Forschungs-und Entwicklungsbedarf im Bereich Neuartiger Sanitärsysteme. NASS-Tage Neuartige Sanitärsysteme. Technische Universität Braunschweig Institut für Siedlungswasserwirtschaft. Weimar, 03.03.2010. Online verfügbar unter https://de.dwa.de/tl_files/_media/content/PDFs/Abteilung_WAW/mj/Dockhorn_Weimar_NASS_03032010b.pdf, zuletzt geprüft am 03.04.2015.

Düsterdiek, Bernd; Raphael, Detlef (2014): Einführung - Stadt, Land, Region im demografischen Wandel. Städte und Gemeinden gestalten den demografischen Wandel. In: Demografischer Wandel: Zukunftsfähige Abwasserkonzepte. Hg. v. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e. V. (DWA). Hennef.

DVGW (2016): Der Kreislauf des Wassers - ein faszinierendes Perpetuum mobile. Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. Online verfügbar unter <http://www.dvgw.de/wasser/informationen-fuer-verbraucher/wasserkreislauf/>, zuletzt geprüft am 05.03.2016.

DWA (2008a): DWA Regelwerk. Merkblatt DWA-M114. Energie aus Abwasser – Wärme- und Lageenergie. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V (DWA). Hennef.

DWA (2008b): DWA-Themen Neuartige Sanitärsysteme. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. Hennef.

DWA (2011a): DWA-Positionen. Positionen zur Energie- und Wasserwirtschaft. Hg. v. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. Hennef.

DWA (2011b): Leitfaden Nr. 2-13 Betrieb von Abwasseranlagen. Die Phosphorbilanz im kommunalen Abwasser. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA) -Landesverband Bayern. Hennef.

DWA (2011c): Leitfaden Nr. 2-14 Betrieb von Abwasseranlagen. Die Stickstoffbilanz im kommunalen Abwasser. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA) -Landesverband Bayern. Hennef.

DWA (2012): Neue Wasserinfrastrukturkonzepte in der Stadtplanung. NASS-TAGE 6.-7. November 2012, Eschborn. Inklusive der Ergebnisse des Forschungsvorhabens SanitärRecycling Eschborn. Hg. v. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. Hennef.

DWA (2014a): Arbeitsblatt DWA-A 272, Grundsätze für die Planung und Implementierung Neuartiger Sanitärsysteme (NASS). Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA). Hennef.

DWA (2014b): Neuartige Sanitärsysteme: Akteursbezogene Hinweise für die Projektentwicklung und -umsetzung. Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe KA-1.5 Systeme und Projekte. KA - Abwasser Abfall 61 (9): 781–785.

DWA (2014c): Zukunftsfähige Technologien und Konzeptefür eine energieeffiziente und ressourcenschonende Wasserwirtschaft. Vorstellung der Verbundprojekte: Ziele, Arbeitsschwerpunkte und Projektpartner. Hg. v. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e. V. (DWA). Hennef.

EAWAG (Hg.) (2003): Siedlungsentwässerung im Wandel. EAWAG News 57d. Dübendorf.

EAWAG (2008): Global Waste Challenge. Situation in Developing Countries. Eawag: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology.

Elsner, Harald (2008): Stand der Phosphat-Reserven weltweit. Braunschweiger Nährstofftage 2008. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Hannover. Online verfügbar unter http://www.jki.bund.de/fileadmin/dam_uploads/_koordinierend/bs_naehrstofftage/phosphor_landwirtschaft/2_Elsner.pdf, zuletzt geprüft am 20.05.2016.

Eriksson, Eva; Auffarth, Karina; Henze, Mogens; Ledin, Anna (2002): Characteristics of grey water. Urban Water Volume 4, Issue 1, March 2002, Pages 85-104.

Erni, Marco; Bader, Hans-Peter; Drechsel, Pay; Scheidegger, Ruth; Zurbrügg, Christian; Kipfer, Rolf (2011): Urban water and nutrient flows in Kumasi, Ghana. Hg. v. Urban Water Journal Volume 8, Issue 3 pages 135-153.

Erni, Marco; Drechsel, Pay; Bader, Hans-Peter; Scheidegger, Ruth; Zurbruegg, Christian; Kipfer, Rolf (2009): Bad for the environment, good for the farmer? Urban sanitation and nutrient flows. Hg. v. Springer Science+Business Media B.V.

European Union (2011): Hamburg European Green Capital 2011. Belgium. Online verfügbar unter <http://www.hamburg.de/contentblob/3010310/data/pdf-2011-06-21-broschuere-eu-engl-hamburg.pdf>, zuletzt geprüft am 23.03.2016.

Fach, Susanne (2013): Bewertung der Abwasserbehandlung in Entwicklungs- und Schwellenländern. Fakultät für Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT).

FAO (2012): Irrigation in Southern and Eastern Asia in figures AQUASTAT Survey – 2011. Hg. v. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rom.

fbr (2011): Wasserautarkes Grundstück. Hg. v. Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung. Darmstadt.

- Felmeden, Jörg; Michel, Bernhard; Zimmermann, Martin (2016): Integrierte Bewertung neuartiger Wasserinfrastruktursysteme. Vom städtischen Quartier über die Gesamtstadt bis zur regionalen Perspektive. Hg. v. Forschungsverbund netWORKS. Berlin.
- Forschungsverbundprojekt KREIS (o.J.): Demonstrationsvorhaben Stadtquartier Jenfelder Au – Kopplung von regenerativer Energiegewinnung mit innovativer Stadtentwässerung. Online verfügbar unter <http://www.kreis-jenfeld.de/projekt.html>, zuletzt geprüft am 07.05.2016.
- Forster, Dionys; Schertenleib, Roland; Belevi, Hasan (2003): Linking urban agriculture and environmental sanitation 2003. EAWAG. Dübendorf.
- Friedl, Christa (2011): Wasser, Wohlstand, Wandel. Gewässerschutz sichert unsere Grundlagen für Leben, Vielfalt und Nachhaltigkeit. Hg. v. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU). Bonn.
- Fröhlich, Christiane (2006): Wasser. Zur Rolle der Ressource Wasser in Konflikten. Aus Politik und Zeitgeschichte. Bundeszentrale für politische Bildung (bpb). Bonn. Online verfügbar unter <http://www.bpb.de/apuz/29703/zur-rolle-der-ressource-wasser-in-konflikten>, zuletzt geprüft am 19.04.2016.
- Fuchs, Stephan; Fach, Susanne; Hahn, Hermann H. (2008): Stoffströme in Flussgebieten. Von der Bilanzierung zur Bewirtschaftung. Tagungsband der Karlsruher Flussgebietstage 2008 Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe Schriftenreihe SWW - Band 128. Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG) Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütwirtschaft Universität Karlsruhe (TH). Karlsruhe.
- Garbrecht, Günther (1985): Wasser - Vorrat, Bedarf und Nutzung in Geschichte und Gegenwart. Reinbek: Rowohlt.
- Geiler, Nikolaus (2003): Wasserverbrauch sinkt dramatisch. Bleiben die Wasserwerke auf ihrem Wasser sitzen? In: Wasserwirtschaft Wassertechnik 2003 (10-11): 22-23.
- Ghaffour, Noredine; Missimer, Thomas M.; Amy, Gary L. (2013): Technical review and evaluation of the economics of water desalination: current and future challenges for better water supply sustainability. Desalination Volume 309, Pages 197–207.
- Giese, Thomas; Londong, Jörg (Hg.) (2015): Kopplung von regenerativer Energiegewinnung mit innovativer Stadtentwässerung – Synthesebericht zum Forschungsprojekt KREIS. Band 30 der Schriftenreihe des Bauhaus-Instituts für zukunftsweisende Infrastruktursysteme. Berlin.
- GIZ (2012): Worldwide list of 324 documented ecosan projects by various organisations. Hg. v. Gesellschaft für internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH. Sustainable Sanitation Alliance. Eschborn. Online verfügbar unter <http://www.susana.org/en/resources/library/details/1423>, zuletzt geprüft am 15.02.2017.
- Gleick, Peter H. (Hg.) (1993): Water in Crisis: A Guide to the World's Fresh Water Resources. Oxford University Press, New York.
- Gleick, Peter H.; Cohen, Michael J. (2009): The World's Water 2008-2009. The Biennial Report on Freshwater Resources. Hg. v. Island Press. Washington, DC.

Gorsboth, Maike (2015): WASSER REPORT Die Welt im Wasserstress. Wie Wasserknappheit die Ernährungssicherheit bedroht. Analyse 49. Hg. v. Brot für die Welt – Evangelischer Entwicklungsdienst Evangelisches Werk für Diakonie und Entwicklung. Berlin.

Grangler, Andreas; Nickel, Darla; Hohmann, Mathias; Enders, Reiner; Jekel, Martin (2002): Evaluation of Scenarios for Regional Water Management by Means of Energy- and Substance Flow Analysis - A Decision-Support Concept. In: 3rd International Conference on Water Resources and Environment Research ICWRE 2002, Schriftenreihe des Instituts für Abfallwirtschaft und Altlasten, S. pp. 437 - 441., 22-25 July.

Gray, Stephen R.; Becker, N. S. C. (2002): Contaminant flows in urban residential water systems. Urban Water Volume 4, Issue 4, Pages 331–346.

Gujer, Willi (1999): Siedlungswasserwirtschaft. 1. Aufl.: Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

Gumbo, B. (1999): Establishing phosphorus fluxes through material flow accounting and systems thinking in an urban-shed in Harare, Zimbabwe. In: SSRZ Seminar II, OTD St. Lucia Park, Harare, Zimbabwe. 4.11.1999-06.11.1999.

Haberkern, Bernd; Maier, Werner; Schneider, Ursula (2008): Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen. Text 11/08. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.

Hajkowicz, Stefan; Collins, Kerry (2007): A review of multiple criteria analysis for water resource planning and management. Water Resource Management 21 (9), 1553–1566.

Haltermann, Ingo; Pfeil, Florian (2006): Dokumentation des Fachworkshops Rohstoffknappheit als Konfliktrisiko und Entwicklungshemmnis? Erfahrungen, Fakten, Prognosen im Rahmen der Projektreihe Globales Ressourcenmanagement – Herausforderung für die Friedens-, Entwicklungs- und Umweltpolitik Problemanalyse und Lösungsansätze am Beispiel mineralischer Rohstoffe. Berlin. Online verfügbar unter http://www.ewasteguide.info/files/Haltermann_2006_BAKS.pdf, zuletzt geprüft am 29.03.2013.

Hamburg Wasser (o.J.): Das Klärwerk Hamburg. Online verfügbar unter <https://www.hamburgwasser.de/privatkunden/unser-wasser/der-weg-des-wassers/abwasserreinigung/klaerwerk-hamburg/>, zuletzt geprüft am 15.02.2017.

Hamburg Wasser (2010): Umwelterklärung 2010. Konsolidierte Fassung mit Daten von 2010. Hamburg.

Hamburg Wasser (2013): Umwelterklärung 2013. Konsolidierte Fassung mit Daten von 2013. Hamburg.

Hamburg Wasser (2014): Umwelterklärung 2014. Aktualisierte Fassung mit Daten von 2014. Hamburg.

Hamburg Wasser (2015): Auskunft über die Abwasserentsorgung/-behandlung in Hamburg.

Hamburg Wasser (2016a): Abwasserableitung: störungsfrei und unbemerkt. Online verfügbar unter <http://www.hamburgwasser.de/abwasserableitung.html>, zuletzt geprüft am 25.03.2016.

Hamburg Wasser (2016b): Abwasserreinigung in Hamburg. Online verfügbar unter <http://www.hamburgwasser.de/abwasserreinigung.html>, zuletzt geprüft am 25.03.2016.

Hamburg Wasser (2016c): Der Weg des Wassers. Online verfügbar unter <http://www.hamburgwasser.de/der-weg-des-wassers.html>, zuletzt geprüft am 25.03.2016.

Hamburg Wasser (2016d): Nordheide: nachhaltige Grundwasserförderung seit Jahrzehnten. Online verfügbar unter <http://www.hamburgwasser.de/nordheide.html>, zuletzt geprüft am 25.03.2016.

Hamburg Wasser (2016e): Wasser für Hamburg und das Umland. Online verfügbar unter <http://www.hamburgwasser.de/wasserverteilung.html>, zuletzt geprüft am 25.03.2016.

Haskins, J.; Dold, M. (2008): 53-City Survey Finds That in Most Cities Wastewater Dumped Into Environment Ends Up Urban Agriculture. International Water Management Institute. Online verfügbar unter <http://www.iwmi.cgiar.org/SWW2008/PDF/IWMI%20wastewater%20news%20release%20final.pdf>, zuletzt geprüft am 24.08.2013.

Hefter, Tomas; Birzle-Harder, Barbara; Deffner, Jutta (2015): Akzeptanz von Grauwasserbehandlung und Wärmerückgewinnung im Wohnungsbau Ergebnisse einer qualitativen Bewohnerbefragung. netWORKS-Papers Nr. 27. Hg. v. Forschungsverbund netWORKS. Berlin.

Hein, Andreas; Lévai, Peter; Wencki, Kristina (2015): Multikriterielle Bewertungsverfahren: Kurzbeschreibung und Defizitanalyse (Teil 1). IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser Mülheim an der Ruhr gwf - Wasser|Abwasser, vol. 156, no. 01, pp. 58-61.

Herbst, Heinrich Bernhard (2008): Bewertung zentraler und dezentraler Abwasserinfrastruktursysteme. Dissertation. Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, Aachen. Fakultät für Bauingenieurwesen.

Herrmann, Thilo; Klaus, Uwe (1997): Fluxes of nutrients in urban drainage systems: assessment of sources, pathways and treatment techniques. In: Water Science and Technology 36 (8–9), 167–172.

Heymann, Eric; Lizio, Deirdre; Siehlow, Markus (2010): Weltwassermärkte. Hoher Investitionsbedarf trifft auf institutionelle Risiken. Deutsche Bank Research. Frankfurt am Main.

Hiessl, Harald; Toussaint, Dominik; Becker, Michael; Dyrbusch, Amely; Geisler, Silke; Herbst, Heinrich; Prager, Jens U. (2003): Alternativen der kommunalen Wasserversorgung und Abwasserentsorgung - AKWA 2100. Heidelberg: Physica-Verlag.

Hillenbrand, Thomas (2009): Analyse und Bewertung neuer urbaner Wasserinfrastruktursysteme. Dissertation. Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH), Karlsruhe. Fakultät für Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften.

Hillenbrand, Thomas; Hiessl, Harald (2006): Sich ändernde Planungsgrundlagen für Wasserinfrastruktursysteme. Teil 1: Klimawandel, demographischer Wandel, neue ökologische Anforderungen. KA - Abwasser, Abfall (53), Nr. 12, S. 1265-1271.

- Hillenbrand, Thomas.; Hiesl, Harald (2007): Sich ändernde Planungsgrundlagen für Wasserinfrastruktursysteme. Teil 2: Technologischer Fortschritt und sonstige Veränderungen. In: *KA - Abwasser, Abfall* (1), S. 47–53.
- Hoekstra, Arjen Y.; Chapagain, Ashok K. (2008): *Globalization of water: Sharing the planet's freshwater resources*, Blackwell Publishing, Oxford, UK.
- Hoekstra, Arjen Y.; Chapagain, Ashok K.; Aldaya, Maite M.; Mekonnen, Mesfin M. (2011): *The Water Footprint Assessment Manual. Setting the Global Standard*. Hg. v. Earthscan. Water Footprint Network. London, Washington DC.
- Hoornweg, Daniel; Bhada-Tata, Perinaz (2012): *WHAT A WASTE. A Global Review of Solid Waste Management*. Hg. v. World Bank. Washington, DC.
- Horsch, Helga; Ring, Irene; Herzog, Felix (2001): *Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung, Methoden und Instrumente der Entscheidungsfindung und Umsetzung*, Marburg.
- Huang, Dong-Bin; Bader, Hans-Peter; Scheidegger, Ruth; Schertenleib, Roland; Gujer, Willi (2006): Confronting limitations: New solutions required for urban water management in Kunming City. In: *Journal of Environmental Management* (84), S. 49–61.
- Hummel, Diana; Jahn, Thomas; Schramm, Engelbert (2011): *Social-Ecological Analysis of Climate Induced Changes in Biodiversity – Outline of a Research Concept*. BiK-F Knowledge Flow Paper Nr. 11. Frankfurt am Main.
- Hummel, Diana; Lux, Alexandra (2006): Die Rechnung geht nicht auf: Weniger Menschen = niedriger Wasserverbrauch. Rückgang der Bevölkerung fordert Planer von Versorgungssystemen heraus. In: *Forschung Frankfurt am Main*, H. 1, 60-63.
- IBA; netWORKS (2010): *Ressource Wasser: Klimaanpassung und Energieeffizienz*. Dokumentation der Fachtagung 5. und 6. November 2009. Hg. v. IBA Hamburg GmbH und Forschungsverbund netWORKS.
- IfaS (2008): *Neue Wege in eine nachhaltige Industriegesellschaft. Null-Emissions-Netzwerk*. Hg. v. Institut für angewandtes Stoffstrommanagement (IfaS). Fachhochschule Trier / Umwelt-Campus Birkenfeld. Birkenfeld.
- Illi, Martin; Steiner, Hansruedi (1987): Von der Schüssgruob zur modernen Stadtentwässerung: Neue Zürcher Zeitung.
- Imhoff, Klaus R. (1999): *Geschichte der Abwasserentsorgung 50 Jahre ATV 1948 - 1998*. Vorgeschichte. Hennef.
- ISA (2010): *Wasserwirtschaft Indien*. Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen. Aachen. Online verfügbar unter <http://www.susana.org/en/resources/library/details/1015>, zuletzt geprüft am 25.09.2016.
- ISOE (2013): *Pressemitteilung Arzneimittelrückstände im Wasser – Lösungen liegen bei den Verursachern*. Hg. v. Institut für sozial-ökologische Forschung. Frankfurt. Online verfügbar unter <http://www.isoe.de/uploads/media/pm-isoe-arzneimittelrueckstaende.pdf>, zuletzt aktualisiert am 22.03.2013, zuletzt geprüft am 10.03.2016.
- Jäger, Tobias; Karger, Cornelia R. (2006): *Instrumente zur Nachhaltigkeitsbewertung. Eine Synopse*. Studie im Rahmen des Verbundprojektes "Integrierte Mikrosysteme der Versorgung", gefördert vom BMBF im Förderschwerpunkt "Sozial-ökologische Forschung; 1. Quartal. Programmgruppe Mensch, Umwelt, Technik Forschungszentrum Jülich GmbH.

- Jansen, Michael (1993): Mohenjo-Daro: Stadt der Brunnen und Kanäle; Wasserluxus vor 4500 Jahren. Bonn: Wirtschafts- und Verl.-Ges. Gas und Wasser.
- Jeppsson, Ulf; Hellstrom, Daniel (2002): Systems analysis for environmental assessment of urban water and wastewater systems. In: *Water Science and Technology* 46 (6–7), 121–129.
- Jiang, Yong (2009): Review China's water scarcity. *Journal of Environmental Management* Volume 90, Issue 11, Pages 3185–3196.
- Jiménez, Blanca; Asano, Takashi (2008): Water Reuse: An International Survey of current practice, issues and needs. IWA Publishing. Scientific and Technical Report No. 20.
- Jung, Gottfried; Mende-Daum, Ilona; Emmerichs, Winfried; Grünhoff, Dirk; Weiler, Jürgen; Heck, Peter et al. (2008): Kreislaufwirtschaftsland Rheinland-Pfalz. Hg. v. Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz und Ministerium für Wirtschaft, Verkehr, Landwirtschaft und Weinbau. Mainz.
- Jung, Helmut; Ertl, Thomas (1998): Methodik zur mehrdimensionalen Bewertung der künftigen Trinkwasserversorgungsstrukturen in Oberösterreich, in: *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, 11/12 1998.
- KAPSARC (2015): Energy for Water. The King Abdullah Petroleum Studies and Research Center (KAPSARC). Riyadh, Saudi Arabia.
- Kaufmann Alves, Inka (2012): Strategieentwicklung zur Integration ressourcenorientierter Abwasserbewirtschaftung durch mathematische Optimierung. Dissertation. Technische Universität Kaiserslautern, Kaiserslautern. Fachbereich Bauingenieurwesen.
- Keil, Florian; Kluge, Thomas; Liehr, Stefan; Lux, Alexandra; Moser, Petra; Schramm, Engelbert (2007): Integrierte Perspektiven in der Wasserforschung. ISOE-Diskussionspapiere Nr. 25, Frankfurt am Main.
- Kennedy, Christopher; Cuddihy, John; Engel-Yan, Joshua (2007): The Changing Metabolism of Cities. In: *Journal of Industrial Ecology* (11-2), S. 43–59.
- Kenway, Steven J.; Scheidegger, Ruth; Larsen, Tove A.; Lant, Paul; Bader, Hans-Peter (2013): Water-related energy in households: a model designed to understand the current state and simulate possible measures. *Energy and Buildings* 2013, 58, 378-389.
- Kerber, Heide; Schramm, Engelbert; Völker, Carolin; Winker, Martina (2015): Innovative Wasserinfrastrukturen in der Umsetzung auf Quartiersebene. Zur Notwendigkeit von integrierter Koordination und Innovationsmanagement. ISOE-Diskussionspapiere, Nr. 38. Frankfurt am Main.
- Kerber, Heide; Schramm, Engelbert; Winker, Martina (2016): Transformationsrisiken bearbeiten: Umsetzung differenzierter Wasserinfrastruktursysteme durch Kooperation, netWORKS-Papers Nr. 28. Hg. v. Forschungsverbund netWORKS. Berlin.
- Kern, Michael; Raussen, Thomas; Graven, Thomas; Bergs, Claus-Gerhard (2012): Ökologisch sinnvolle Verwertung von Bioabfällen. Anregungen für kommunale Entscheidungsträger. Hg. v. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) und Umweltbundesamt (UBA). Berlin.

Kluge, Thomas; Deffner, Jutta; Götz, Konrad; Liehr, Stefan; Michel, Bernhard; Michel, Florian; Rüthrich, Wulf (2008): Integrierte Wasserbedarfsprognosen. Teil 2: Grundlagen der Methodik. In: GWF Wasser - Abwasser Vol. 149 Nr. 10, 764-772.

Kluge, Thomas; Libbe, Jens (2006): Transformation netzgebundener Infrastruktur. Strategien für Kommunen am Beispiel Wasser. DIFU-Beiträge zur Stadtforschung, Bd. 45. DIFU. Berlin.

Kluge, Thomas; Libbe, Jens (Hg.) (2010): Transformationsmanagement für eine nachhaltige Wasserwirtschaft. Handreichung zur Realisierung neuartiger Infrastrukturlösungen im Bereich Wasser und Abwasser. Difu. Berlin.

Kluge, Thomas; Schramm, Engelbert (Hg.) (2016): Wasser 2050: Chancen für die deutsche Wasserwirtschaft. Mehr Nachhaltigkeit durch Systemlösungen. Institut für sozial-ökologische Forschung.

Knerr, Henning; Engelhart, Markus; Keuter, Volkmar; Rechenburg, Andrea; Schmitt, Theo G. (2009): Potenziale des Grauwasserrecyclings am Beispiel des BMBF-Verbundprojektes KOMPLETT. fbr-Schriftenreihe: Grauwasserrecycling - Wasser zweimal nutzen. Band 12: 31-53.

Koch, Markus; Nietlisbach, Alex; Känel, Barbara; Calderoni, Marco; Wille, Barbara; Müller, Roger et al. (2010): Heizen und Kühlen mit Abwasser. Leitfaden für die Planung, Bewilligung und Realisierung von Anlagen zur Abwasserenergienutzung. Hg. v. Baudirektion Kanton Zürich und AWEL Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft des Kantons Zürich. Zürich.

Köpp, Heidi (2003): Entwässerungssysteme im Alten Ägypten: Entwässerungsprobleme und Lösungen im Spiegel der Historie. Tagungsband 3. Göttinger Abwassertage: aus der Praxis - für die Praxis. Göttingen 2003, 1-18.

Koziol, Matthias; Veit, Antje; Walther, Jörg (2006): Stehen wir vor einem Systemwechsel in der Wasserver- und Abwasserentsorgung? Sektorale Randbedingungen und Optionen im stadttechnischen Transformationsprozess; Gesamtbericht des Analysemoduls "Stadttechnik" im Forschungsverbund netWORKS. Hg. v. Forschungsverbund netWORKS. Berlin.

Lampert, Christoph; Tesar, Maria; Thaler, Peter (2011): Klimarelevanz und Energieeffizienz der Verwertung biogener Abfälle, Umweltbundesamt Wien 2011. Hg. v. Umweltbundesamt GmbH. Wien.

Lange, Jörg; Otterpohl, Ralf; Steger-Hartmann, Thomas (1997): Abwasser : Handbuch zu einer zukunftsfähigen Wasserwirtschaft. 1. Aufl. Donaueschingen-Pföhren: Mallbeton-Verlag.

Larsen, Tove A.; Lienert, Judith (2007): Mix oder NoMix? Urinseparierung unter der Lupe. Eawag News 63d. Hg. v. Eawag: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology. Dübendorf.

Lee, Felix (2011): Megacitys. Chinas große Urbanisierung. ZEIT ONLINE. Online verfügbar unter <http://pdf.zeit.de/wirtschaft/2011-03/china-urbanisierung.pdf>, zuletzt geprüft am 26.09.2016.

Lee, Felix (2015): Chinas hoher Preis für Wasser im Norden. Peking. Online verfügbar unter https://umweltstiftung.ch/fileadmin/user_upload/projekte/2000_Litter_Gesellschaft/NLZ_Chinas_hoher_Preis.pdf, zuletzt geprüft am 18.10.2016.

Leontief, Wassily (1936): Quantitative Input and Output Relations in the Economic Systems of the United States. The Review of Economics and Statistics Vol. 18, No. 3, pp. 105-125.

Levenspiel, Octave (1962): Chemical reaction engineering. Hg. v. Inc John Wiley & Sons. New York, London.

Li, Fangyue; Behrendt, Joachim; Wichmann, Knut; Otterpohl, Ralf (2008): Resources and nutrients oriented greywater treatment for non-potable reuses. Water Science and Technology, Vol. 57, No.12, pp. 1901-1907.

Li, Z. (2004): Grauwasserbehandlung und -wiederverwendung. Untersuchungen zur höherwertigen Wiederverwendung von Grauwasser in Verbindung mit teilstromorientierten ökologischen Sanitärkonzepten. Dissertation. Technische Universität Hamburg-Harburg, Hamburg. Institut für Abwasserwirtschaft.

Liang, Sai; Zhang, Tianzhu (2011): Urban Metabolism in China Achieving Dematerialization and Decarbonization in Suzhou. In: Journal of Industrial Ecology 15(3): 420-434 (15), S. 420–434.

Libbe, Jens (2015): Transformation städtischer Infrastruktur. Perspektiven und Elemente eines kommunalen Transformationsmanagements am Beispiel Energie. Dissertation. Universität Leipzig, Leipzig.

LINZ AG Abwasser (2006): Alternative Abwasserverwertung solarCity Pichling. Linz.

Lixia, Sun; Rui, Li; Rosemarin, Arno; Jun, Xiao; Winblad, Uno; Qiang, Zhu et al. (2008): Sweden-China Erdos Eco-Town Project Dongsheng, Inner Mongolia. Stockholm Environment Institute.

Londong, Jörg (o.J.): Neuartige Sanitärsysteme. Ergebnisse des DWA Fachausschusses KA 1. Weimar. Online verfügbar unter http://www.uni-weimar.de/Bauing/siwawi/nass/images/0/04/Neuartige_Sanit%C3%A4rkonzepte_Ergebnisse_der_FA_KA_1_Arbeit_08.pdf, zuletzt geprüft am 19.05.2016.

Löwe, Helmut; Schade, Johannes; Höckele, Verena (2012): Förderschwerpunkt „Nachhaltiges Wassermanagement“ (NaWaM) im Rahmenprogramm „Forschung für nachhaltige Entwicklungen“ (FONA). Hg. v. Bundesministerium für Bildung und Forschung. Berlin.

Lucius, Irene; Dan, Raluca; Caratas, Dana; Mey, Franziska; Steinert, Julia; Torkler, Peter (2011): Grüne Infrastruktur. Nachhaltige Investitionen zum Nutzen für Mensch und Natur. WWF Donau-Karpaten-Programm; WWF Deutschland.

Magid, J.; Eilersen, A.M; Wrisberg, S.; Henze, M. (2006): Possibilities and barriers for recirculation of nutrients and organic matter from urban to rural areas: a technical theoretical framework applied to the medium sized town Hillerod. In: Ecological Engineering (28), S. 44–54.

maribus (2015): world ocean review. Mit den Meeren leben. Der nachhaltige Umgang mit unseren Meeren - von der Idee zur Strategie. Hg. v. maribus gGmbH. Hamburg.

Marsh, Deborah Marie (2008): The Water–Energy Nexus: a comprehensive analysis in the context of New South Wales. Dissertation. University of Technology, Sydney. Faculty of Engineering and Information Technology.

McCabe, Warren Lee; Smith, Julian Cleveland (1956): Unit operating of Chemical Engineering. New York: McGraw-Hill.

Meda, Alessandro; Müller, Katharina; Cornel, Peter (2010): Untersuchung der Randbedingungen für die Wasserwiederverwendung und Kernprojektkoordinierung : Verbundprojekt: Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung, Kernprojekt B Hygienisierung und Wasserwiederverwendung, Teilprojekt B0 ; Abschlussbericht. TU, Inst. IWAR, FG Abwassertechnik. Darmstadt.

Mehlhorn, Hans; Weiß, Matthias (2009): Fernwasserversorgung und Verbundsysteme in der Wasserversorgung. *gwf - Wasser|Abwasser*, vol. 150, no. Spezial 1, pp. 74-94.

Meinzing, Franziska (2010): Resource efficiency of urban sanitation systems: A Comparative Assessment using Material and Energy Flow Analysis. Dissertation. Technische Universität Hamburg-Harburg, Hamburg. Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz.

Michel, Bernhard (2011): Neue Konzepte der kommunalen Wasser-/Abwasser-Infrastruktur. COOPERATIVE Infrastruktur und Umwelt. Darmstadt.

Montag, David Markus (2008): Phosphorrückgewinnung bei der Abwasserreinigung - Entwicklung eines Verfahrens zur Integration in kommunale Kläranlagen. Dissertation. Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, Aachen. Fakultät für Bauingenieurwesen.

Montangero, Agnes; Nguyen, Thi Kim Oanh; Belevi, Hasan (2004): Material flow Analysis as a tool for environmental sanitation planning in Viet Tri, Vietnam (30th WEDC International Conference, Vientiane, Lao, PDR, 2004).

Morel Antoine; Diener, Stefan (2006): Greywater Management in Low and Middle-Income Countries, Review of different treatment systems for households or neighbourhoods. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (eawag). Dübendorf, Switzerland.

Müller, Ernst A.; Schmid, Felix; Kobel, Beat (2009): Energierückgewinnung aus häuslichem Abwasser. Heizen und Kühlen mit Abwasser. Ratgeber für Bauträger und Kommunen. Hg. v. Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Bundesverband Wärmepumpe e.V. und Institut Energie in Infrastrukturanlagen.

MWR (2008): 2007—2008 Annual Report. Hg. v. Ministry of Water Resources the People's Republik of China. Online verfügbar unter http://www.mwr.gov.cn/english/document/201601/t20160118_731612.html, zuletzt geprüft am 08.09.2015.

Nolde, Erwin (2012): Hohe Energie- und Wassereffizienz durch Grauwasserrecycling mit vorgeschalteter Wärmerückgewinnung. Hg. v. Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V. (fbr). Darmstadt.

Obernosterer, R.; Karitnig, A.; Lepuschitz, B. (2010): Urban Future. Erhebung von Forschungsfragen zum Thema „Resource Efficient City of Tomorrow“. Hg. v. Innovation und Technologie Bundesministerium für Verkehr. Wien (Berichte aus Energie- und Umweltforschung).

OECD (2007): Environmental Performance Reviews: China (2007). Organization for Economic Cooperation and Development. Paris.

OECD (2015): OECD Urban Policy Reviews: China 2015. OECD Publishing. Paris.

Oldenburg, Martin; Meininger, Franziska; Nisipeanu, Peter; Schneider, Christian (2008): Begrifflichkeiten und Kennzahlen zur Zusammensetzung von Teilströmen neuartiger Sanitärsysteme. Möglichkeiten zum Einsatz innovativer Abwasserreinigungsanlagen im Bestand. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall · 2008 (55) · Nr. 10.

Oldenburg, Martin; Peter-Fröhlich, Anton; Pawlowski, Ludwig; Bonhomme, Alexandre (2007): EU Demonstration Project for separate discharge and treatment of urine faeces and greywater-Part II: Cost comparison of different sanitation concepts. In: Water Science and Technology Vol 56 No 5. 251-257.

Olsson, Gustaf (2011): The Water and Energy Nexus. In: Encyclopaedia of Sustainability Science and Technology. Springer-Verlag.

ORF (2013): Chinesen baden in Grün. Online verfügbar unter <http://orf.at/stories/2189731/2189730/>, zuletzt geprüft am 08.05.2017.

Otterpohl, Ralph (2002): Options for alternative types of sewerage treatment systems directed to improvement to the overall performance. In: Water Science & Technology, 45(3), 149-158.

Peter-Fröhlich, Anton; Kraume, Isabelle; Lesouëf, André; Oldenburg, Martin (2004): Separate Ableitung und Behandlung von Urin, Fäkalien und Grauwasser - ein Pilotprojekt. KA – Abwasser, Abfall 2004 (51) Nr. 1.

Pinnekamp, Johannes; Montag, David Markus; Gethke, Katrin; Goebel, Sandra; Herbst, Heinrich (2007): Rückgewinnung eines schadstofffreien, mineralischen Kombinationsdüngers „Magnesiumammoniumphosphat – MAP“ aus Abwasser und Klärschlamm. 2. erweiterte Auflage. Hg. v. Umweltbundesamt. Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen. Dessau-Roßlau.

Plath, Michael (2014): Arbeit mit Energiekennzahlen im Benchmarking. Präsentation der Ergebnisse des Kennzahlenvergleiches Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung in Baden-Württemberg – Erhebungsjahr 2012. DVGW-Forschungsstelle TUHH. Leinfelden-Echterdingen.

QAMPU; QIES (2015): Interview mit Qingdao Academy of Municipal and Public Utility und Qingdao Institute of Environmental Sanitation über die Abfallbehandlung in Qingdao. Qingdao.

Qian, Z. Y.; Zhang, G. D. (2001): Umfassender Bericht über die nachhaltige strategische Forschung für Wasserressourcen Chinas und jeweilige Spezialthemen. Hg. v. Beijing: Chinesischer Verlag für Wasserwirtschaft und Wasserstrom. Beijing.

QMPC; QMG (2016): Qingdao China. Profile of the City. Qingdao Municipal Party Committee; Qingdao Municipal Government. Online verfügbar unter <http://english.qingdao.gov.cn/n4248/n4267/n4268/96489.html>, zuletzt geprüft am 26.03.2016.

Quaschnig, Volker (2015): Regenerative Energiesysteme. Technologie - Berechnung - Simulation. 9. aktualisierte und erweiterte Auflage. München: Carl Hanser Verlag.

QWCB (2009): Annual Reports of the Water Resources, Qingdao Water Conservancy Bureau, 2007.

QWG (2015): Interview über die Wasserversorgung und Abwasserentsorgung/-behandlung in Qingdao. Qingdao Water Group. Qingdao.

Rauschnig, Gert; Wolfgang, Berger; Ebeling, Bernd (2011): Fallstudie für nachhaltige Sanitärversorgungsprojekte Ökologische Siedlung mit Komposttoiletten Allermöhe, Hamburg, Deutschland. Hg. v. Sustainable Sanitation Alliance.

Remy, Christian; Ruhland, Alexander (2006): Final report for subtask 5 of the demonstration project "Sanitation Concepts for Separate Treatment of Urine, Faeces and Greywater" (SCST). Hg. v. Technische Universität Berlin. Institute of Environmental Technology Department of Water Quality Control. Berlin.

Rohde, Clemens (2007): Milchsäurefermentation von biogenen Abfällen. Schriftenreihe WAR Bd. 186 Verein zur Förderung des Instituts WAR. Dissertation. Technische Universität Darmstadt, Darmstadt. Bauingenieurwesen und Geodäsie.

Rohde, Clemens; Steinberg, Iris; Jäger, Johannes (2005): Environmental Impact Assessment In: Abele, Eberhard, Anderl Reiner, Birkhofer Herbert (eds.) Environmentally-Friendly Product Development – Methods and Tools. Springer, Berlin, 2005.

Ropohl, Günter (1999): Allgemeine Technologie. Eine Systemtheorie der Technik Taschenbuch. München Wien: Carl Hanser.

Rudolph, Karl-Ulrich (1980): Die mehrdimensionale Bilanzrechnung als Entscheidungsmodell in der Wasserwirtschaft. Schriftenreihe WAR Band 5, Dissertation FB13, Hrsg.: Verein zur Förderung des Institutes für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung der TH Darmstadt e.V., Darmstadt.

Rudolph, Karl-Ulrich; Schäfer, Dirk (2001): Untersuchung zum internationalen Stand und der Entwicklung alternativer Wassersysteme. BMBF-Forschungsvorhaben Nr. 02 WA 0074. Hg. v. Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) und Forschungszentrum Karlsruhe GmbH.

Saaty, Thomas L. (2001): Decision Making for Leaders: The Analytic Hierarchy Process for Decisions in a Complex World. Pittsburgh.

SBA; DWA (2014): Abwasser und Klärschlamm in Deutschland - statistische Betrachtungen. Teil 1: Abwasserbehandlung. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 2014 (61) Nr. 12. Statistisches Bundesamt; DWA-Arbeitsgruppe KEK-1.2 "Statistik". Hennef.

Schaffner, Monika; Koottatep, Thammarat; Bader, Hans-Peter; Montangero, Agnes; Scheidegger, Ruth, Schertenleib, Roland (2005): Assessment of Water Quality Problems and Mitigation Potentials by using Material Flow Analysis-A Case-Study in the Tha Chin River Basin, Thailand.

Schebek, Liselotte (2010): Vorlesungsunterlagen Stoffstromanalyse und Life Cycle Assessment. Institut IWAR. Technische Universität Darmstadt.

Scheele, Ulrich (2008): in Kooperation mit Libbe, Jens; Schramm, Engelbert. Transformation städtischer Wasser-Infrastrukturen: Internationale Erfahrungen. Hg. v. Forschungsverbund netWORKS. Berlin.

Scheele, Ulrich (2010): Nachhaltige Infrastrukturkonzepte im urbanen Raum: die Rolle der "urban green infrastructure". In: Biodiversität und Klima – Vernetzung der Akteure in Deutschland VII – Ergebnisse und Dokumentation des 7. Workshops an der Internationalen Naturschutzakademie des Bundesamtes für Naturschutz, Insel Vilm 29.08. - 01.09.2010.

Schmid, Tina-Simone; Bader, Hans-Peter; Scheidegger, Ruth (2006): Food consumption and nutrient flows—nitrogen in Sweden since the 1870s. In: Journal of Industrial Ecology Volume 10, Issue 4, pages 61–75.

Schmitt, Theo G.; Hansen, Joachim; Knerr, Henning; Wölle, Jürgen; Ebert, Achim; Einsfeld, Katja et al. (2009): Entwicklung und Kombination von innovativen Systemkomponenten aus Verfahrenstechnik, Informationstechnologie und Keramik zu einer nachhaltigen Schlüsseltechnologie für Wasser- und Stoffkreisläufe. Komplett water recycling systems - Abschlussbericht.

Scholten, Lisa; Egger, Christoph; Zheng, Jun; Lienert, Judith (2014): Multikriterielle Entscheidungsanalyse. Neue Ansätze für langfristige Infrastruktur - Planung in der Wasserver- und -entsorgung. Aqua & Gas, 05/2014:62-69.

Schramm, Engelbert (2012): Gebündelte Innovationen in integrierte Systemlösungen: Eine aussichtsreiche Zukunftsstrategie für Unternehmen der Wasserbranche. uwf Umwelt-Wirtschafts-Forum, 20(2-4), 145–154.

Schramm, Engelbert; Kluge, Thomas (2013): Zielhorizont 2050: Integrierte Systemlösungen als nachhaltige Innovationsstrategie für Unternehmen im Wasserbereich. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, 60(8), 691-698.

Schüler, Doris; Buchert, Matthias; Jenseit, Wolfgang; Dehoust Günter; Herrmann, Andreas; Schulze, Falk (2004): Literatur- und Datenrecherche zur Schaffung von Grundlagen für eine Fortentwicklung der Kreislaufwirtschaftspolitik zu einer nachhaltigen Stoffstrom- und Ressourcenpolitik. Endbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) Förderkennzeichen: 904 31 356. Öko-Institut e.V.

SEMIZENTRAL (o.J.): Teilprojekt 3: Ressourceneffiziente und flexible Ver- und Entsorgungsinfrastruktursysteme für schnell wachsende Städte der Zukunft. Online verfügbar unter <http://www.semizentral.de/projekte/projekte-china/implementierung-semizentral-qingdao/>, zuletzt geprüft am 07.05.2016.

Shalizi, Zmarak (2006): Addressing China's Growing Water Shortages and Associated Social and Environmental Consequences. Development Research Group, World Bank. Washington.

Sievers, Jan Christian; Londong, Jörg; Stübler, Andrea; Bestenlehner, Dominik; Drück, Harald; Schönfelder, Wenke (2014): Heat recovery potential of domestic grey water in the pilot project Jenfelder Au in Hamburg. 17th EWA Symposium during IFAT 2014, Munich, Germany, 5-9 May 2014. Water, Energy and Resources: Innovative Options and Sustainable Solutions Session 4: Energy and Resources in New Sanitation Approaches – Part Two.

Sperling, Carsten; Buchert, Matthias (1999): Nachhaltige Stadtentwicklung beginnt im Quartier. Ein Praxis- und Ideenhandbuch für Stadtplaner, Baugemeinschaften, Bürgerinitiativen am Beispiel des sozial-ökologischen Modellstadtteils Freiburg-Vauban. Freiburg Breisgau: Öko-Institut.

Spooner, Simon (2014): Water Energy Nexus in the Urban Water Source Selection: A case study from qingdao. Word Resources Institute. Beijing.

Staben, Nadine (2008): Technische Möglichkeiten der alternativen Gestaltung städtischer Wasser- und Abwasserinfrastruktur. Eine Technikrecherche im Rahmen des Projekts "Transformationsmanagement für eine nachhaltige Wasserwirtschaft. Hg. v. Forschungsverbund netWORKS. Berlin.

Stadtreinigung Hamburg (o.J.): Natürliche Kreisläufe als Vorbild. Biogas- und Kompostwerk Bützberg. Online verfügbar unter <http://www.stadtreinigung.hamburg/export/sites/default/download/PDF/BroschuereBuetzberg11-11.pdf>, zuletzt geprüft am 19.03.2016.

Statista (o.J.): Bevölkerungswachstum in Deutschlands Großstädten im Zeitraum von 1999 bis 2008. Online verfügbar unter <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/160101/umfrage/bevoelkerungswachstum-in-deutschlands-grossstaedten/>, zuletzt geprüft am 29.03.2017.

Statista (2016): Durchschnittlicher jährlicher Düngemitelesatz nach Weltregion in den Jahren 2008 bis 2011 (in Millionen Tonnen). Online verfügbar unter <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/201240/umfrage/jaehrlicher-duengemitelesatz-nach-weltregion/>, zuletzt geprüft am 19.10.2016.

Statistisches Amt für Hamburg und Schleswig-Holstein (2011): Ein Stadtporträt in Zahlen. Hamburg.

Statistisches Amt für Hamburg und Schleswig-Holstein (2013): Ein Stadtporträt in Zahlen. Hamburg.

Statistisches Amt für Hamburg und Schleswig-Holstein (2014): Bevölkerung in Hamburg 2013. Bevölkerungswachstum setzt sich fort. Hamburg. Online verfügbar unter https://www.statistik-nord.de/fileadmin/Dokumente/Presseinformationen/SI14_151.pdf, zuletzt aktualisiert am 05.09.2014, zuletzt geprüft am 23.03.2016.

Statistisches Amt für Hamburg und Schleswig-Holstein (2015): Statistische Berichte Kennziffer: A I 8 - j 15 HH Bevölkerungsentwicklung 2015 bis 2035 in Hamburg. Ergebnisse der 13. koordinierten Bevölkerungsvorausberechnung. Hamburg.

Statistisches Bundesamt (2015): Umwelt. Öffentliche Wasserversorgung und öffentliche Abwasserentsorgung - Öffentliche Wasserversorgung - Fachserie 19 Reihe 2.1.1, 2013. Wiesbaden.

Stedman, L. (2007): Recognising the role of water reuse. In: *Water 21. IWA Publishing*, S. 27–31.

Steinbach, Adalbert (1991): Materialflussanalyse (MFA) als Basis eines umweltorientierten Controllings. In: *Informatik für den Umweltschutz / Computer Science for Environmental Protection*, 6. Symposium, S. 182–192.

Steinmetz, Heidrun (2012): Abwasser -Rohstoff statt Reststoff. Universität Stuttgart Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft. Stuttgart.

Stieß, Immanuel (2009): Soziale Nachhaltigkeit – Der blinde Fleck der Nachhaltigkeitsdebatte. In: Monika Müller (Hg.): *Nachhaltigkeit: Burnout eines revolutionären Anspruchs? Loccumer Protokolle 71/08*. Rehburg Loccum, 43–64.

Strell, Martin (1913): Die Abwasserfrage in ihrer geschichtlichen Entwicklung von den ältesten Zeiten bis zur Gegenwart. Leipzig: F. Leineweber.

Tangsubkul, Natthira; Moore, Stephen; Waite, T. David (2005): Incorporating phosphorus management considerations into wastewater management practice. In: Environmental Science & Policy 8 (1), 1–15.

Teutsch, Georg; Krüger, Elisabeth Helen (2011): Water Science Alliance White Paper Prioritäre Forschungsbereiche. Hg. v. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ. Leipzig.

Tolksdorf, Johanna (2015): Auskunft zum Semizentral-Projekt. Institut IWAR. Fachgebiet Abwassertechnik/Abwasserwirtschaft. Technische Universität Darmstadt. Darmstadt.

Tolksdorf, Johanna; Bieker, Susanne; Lu, Dan; Cornel, Peter (2015): SEMIZENTRAL (infrastructure solution for fast growing cities) - From scientific approach to implementation, In: Proceedings IWA Cities of the Future Conference – TRUST2015. Mülheim an der Ruhr (Germany) 28-30. April 2015, p. 92-106.

Tolksdorf, Johanna; Lu, Dan; Cornel, Peter (2016): First implementation of a SEMIZENTRAL resource recovery center. Journal of Water Reuse and Desalination Volume 6, Issue 1.

Toma, Lea (2016): Abfallwirtschaft in der VR China – Stand und Perspektiven. ETH Zürich, Vorlesung Abfalltechnik FS 2016. Online verfügbar unter <http://www.yavana.ch/abfalltechnik/media/pdf/Semester%20Fr%C3%BChjahr%202016/03-Abfallwirtschaft-in-der-VR-China.pdf>, zuletzt geprüft am 07.05.2017.

trAIde GmbH (2012): Geschäftsmöglichkeiten in China. Eine Markt- und Branchenanalyse für die Teilnehmer des MEP Wasserwirtschaft China 2012. Köln.

TZW (2015): Aktualisierung der Verbrauchsganglinien für Haushalte, öffentliche Gebäude und Kleingewerbe sowie Entwicklung eines Modells zur Simulation des Wasserbedarfs, DVGW Forschungsvorhaben W 10-01-11, Technologiezentrum Wasser (TZW). Online verfügbar unter http://www.tzw.de/de/projekte/rohrnetz/aktualisierung_der_verbrauchsg-619/, zuletzt geprüft am 22.10.2015.

UBA (2010): Eutrophierung. Umweltbundesamt (UBA). Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/gewaesser/meere/nutzung-belastungen/eutrophierung>, zuletzt geprüft am 19.10.2016.

UBA (2011): Daten zur Umwelt Ausgabe 2011. Umwelt und Landwirtschaft. Hg. v. Umweltbundesamt. Bonn.

UBA (2013): Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland. Hg. v. Umweltbundesamt (UBA). Dessau-Roßlau.

UBA (2015): Wasserfußabdruck. Umweltbundesamt (UBA). Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/wasser-bewirtschaften/wasserfussabdruck>, zuletzt aktualisiert am 22.07.2015, zuletzt geprüft am 20.09.2016.

UBA (2017): Wasserressourcen und ihre Nutzung. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser-als-ressource/wasserressourcen-ihre-nutzung#textpart-1>, zuletzt aktualisiert am 12.01.2017, zuletzt geprüft am 14.02.2017.

UN-HABITAT (2010): Solid Waste Management in the World's Cities. WATER AND SANITATION IN THE WORLD'S CITIES 2010. Hg. v. United Nations Human Settlements Programme (UN-HABITAT). London, Washington, DC.

UNICEF (2006): Progress for Children. A Report Card on Water and Sanitation. Hg. v. The United Nations Children's Fund. New York.

UNICEF (2012a): lebendig. Hg. v. Zeitschrift des Deutschen Komitees für UNICEF. Köln. Online verfügbar unter <https://www.unicef.de/blob/10420/3a52e35ae5b761974ae8d66eea307155/n0212-sonderheftwasser7-5web-2012-pdf-data.pdf>, zuletzt geprüft am 10.03.2016.

UNICEF (2012b): Mein Recht auf Wasser. Frankfurt. Online verfügbar unter <https://www.unicef.de/blob/8808/e4ae8a611ccda85a035348c6567ee429/i0085-2012-info-mein-recht-auf-wasser---zusammenfassung-unicef-report-2012-pdf-data.pdf>, zuletzt geprüft am 10.03.2016.

UNICEF/WHO (2012): Progress on Drinking Water and Sanitation: 2012 Update. Hg. v. UNICEF and World Health Organization.

United Nations (2014): World Urbanization Prospects: The 2014 Revision, Highlights. Department of Economic and Social Affairs, Population Division. New York.

United Nations (2015a): World Population Prospects: The 2015 Revision, Key Findings and Advance Tables. Department of Economic and Social Affairs, Population Division. New York.

United Nations (2015b): World Urbanization Prospects The 2014 Revision. Department of Economic and Social Affairs, Population Division. New York.

van Velsen, Stefan; Benz, Michael (2013): Wärmerückgewinnung aus Schmutzwasser. Vorabklärung bezüglich des Potentials der Wärmerückgewinnung aus Schmutzwasser im Gebäude respektive auf dem Grundstück - Schlussbericht.

Wang, Jianan (2013): Städtebauentwicklung in Qingdao (Tsingtau). Eine historische, soziale und städtebauliche Analyse zur Verbesserung der Städtebauentwicklung. Dissertation. Universität Stuttgart, Stuttgart. Städtebau-Institut.

Wanner, Oskar (2009): Wärmerückgewinnung aus Abwasser. Wärmetauscherverschmutzung: Auswirkungen und Gegenmassnahmen. EAWAG. Dübendorf.

Wasseraktien (2016): Wasserwirtschaft in China Ziel: Nachhaltige Wasserversorgung in China. Online verfügbar unter <http://www.wasseraktien.net/wasserwirtschaft-in-china/>, zuletzt geprüft am 25.09.2016.

Weistroffer, H.R; Smith, C.H; Narula, S.C (2005): MCDM Software. In: Figueira, J., Salvatore, G., Ehrgott, M. (Eds.), Multiple Criteria Decision Analysis: State of the Art Surveys. Springer, New York, pp. 989–1018.

Werner, Christine; Schlick, Jana; Witte, Gernot; Hildebrandt, Anke (2001): Ecosan - closing the loop in wastewater management and sanitation. Proceedings of the International Symposium, 30 - 31 October 2000, Bonn, Germany. Eschborn: Dt. Ges. für Techn. Zusammenarbeit (GTZ) GmbH.

Wilderer, Peter A.; Paris, Stefania (2001): Integrierte Ver- und Entsorgungssysteme für urbane Gebiete. 02WA0067 Im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung Abschlussbericht. Technische Universität München. Lehrstuhl und Versuchsanstalt für Wassergüte- und Abfallwirtschaft. Garching.

Winker, Martina; Schramm, Engelbert (2015): Nachhaltige Konzepte für die kommunale Wasserwirtschaft. In: Pinnekamp, Johannes (Hg.): 48. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Gewässerschutz Wasser Abwasser Nr. 236, RWTH Aachen, Aachen, 15–17.04.2015, S. 61/1–61/9.

Winker, Martina; Trapp, Jan Hendrik; gemeinsam mit Libbe, Jens; Schramm, Engelbert (Hg.) (2017): Wasserinfrastruktur: Den Wandel gestalten. Technische Varianten, räumliche Potenziale, institutionelle Spielräume. Berlin.

Winker, Martina; Vinnerås, Björn; Muskulos, Andreas; Arnold, Ute; Clemens, Joachim (2009): Fertiliser products from new sanitation systems: Their potential values and risks. *Bioresource Technology*, 100(18), pp. 4090 – 4096.

Woltersdorf, Laura (2016): Evaluating alternative water sources and their use for small-holder agriculture from a systemic perspective. A focus on water reuse and rainwater harvesting in Namibia. Dissertation, Johann-Wolfgang-Goethe Universität Frankfurt am Main.

Woltersdorf, Laura; Liehr, Stefan; Scheidegger, Ruth; Döll, Petra (2015): Small-scale water reuse for urban agriculture in Namibia: Modeling water flows and productivity. *Urban Water Journal* Volume 12, Issue 5.

WWAP (2003): Wasser für Menschen, Wasser für Leben. Weltwasserentwicklungsbericht der Vereinten Nationen. Hg. v. Deutsche UNESCO-Kommission e.V.

WWAP (2012): The United Nations World Water Development Report 4: Managing Water under Uncertainty and Risk. Paris, UNESCO. World Water Assessment Programme.

WWF Deutschland (2008): Hintergrundinformation Chinas Wasserkrise. Frankfurt.

Xie, Jian; Liebenthal, Andres; Warford, Jeremy J.; Dixon, John A.; Manchuan, Wang; Gao, Shiji et al. (2009): Addressing China's water scarcity. Recommendations for selected water resource management issues. The International Bank for Reconstruction and Development / The World Bank. Washington DC.

Xing, Qianguo; Hu, Chuanmin; Tang, Danling; Tian, Liqiao; Tang, Shilin; Wang, Xiao Hua et al. (2015): World's Largest Macroalgal Blooms Altered Phytoplankton Biomass in Summer in the Yellow Sea: Satellite Observations. *Remote Sens.* 2015, 7, 12297-12313.

Xu, Anlin; Grünes, Jennifer; Nelles, Michael; Eckstädt, Hartmut (2013): Der Stand der Abwasserreinigung und Klärschlamm Entsorgung in der Volksrepublik China. *Müll und Abfall. Fachzeitschrift für Abfall- und Ressourcenwirtschaft.* Jg.45, Nr.7, 2013.

Xu, Fang (2006): Konzepte zur Wasserversorgung und Abwasserentsorgung für verschiedene Siedlungsstrukturen in China. Dissertation. Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, Aachen. Fakultät für Bauingenieurwesen.

Yun, Ge; Yujiao, Hu (2009): Wasser auf Abwegen –Die Privatisierung der Wasserversorgung in China auf dem Prüfstand. Asienstiftung. Essen.

Zangemeister, Christof. (1976): Nutzwertanalyse in der Systemtechnik. 4. Auflage, München.

Zhang, Miao; Rasiah, Rajah (2013): City profile Qingdao. In: Cities Volume 31, Pages 591–600.

Zhang, Yan (2003): Der jährliche Wasserverlust durch Wasserversorgungsnetze beträgt 10 Mrd. m³. URL: <http://news.xinhuanet.com/newscenter/2003-08/19/content-1033989.htm>, zuletzt geprüft am 13.10.2013.

Zhang, Yan; Yang, Zhifeng (2007): Eco-efficiency of urban material metabolism: a case study in Shenzhen, China. In: Acta Ecologica Sinica (27), S. 3124–3331.

Zimmermann, Martin; Libbe, Jens (2016): Protokoll des Workshops "Investitionsbedarf und Finanzierung neuartiger und differenzierter Wasserinfrastruktursysteme". Difu/ISOE, 6. Oktober 2016, ISOE - Institut für sozial-ökologische Forschung, Frankfurt am Main.

11 Anhang

Der Anhang beinhaltet eine Liste der eingesetzten Parameter (siehe Kapitel 11.1) für die Stoffstromanalysen sowie die dazugehörigen Quellen (siehe Kapitel 11.2). In Kapitel 11.3 und 11.4 werden die Ergebnisse der durchgeführten Stoffstromanalysen mithilfe der Software SIMBOX, für die Städte Hamburg und Qingdao, in graphischer Form dargestellt. In Kapitel 11.5 sind die verschiedenen Gewichtungen für die Nutzwertanalysen und in Kapitel 11.6 wichtige Details zur Zielertragsbestimmung für die ökologischen Kriterien der Nutzwertanalyse zu sehen. Die Kapitel 11.7 und 11.8 stellen die Ergebnisse der Nutzwertanalyse mit Priorisierung bzw. höherer Gewichtung der einzelnen Bewertungskategorien „Ökologie“, „Technik“ und „Soziokulturelles“ für die Städte Hamburg und Qingdao dar.

11.1 Parameterliste für die Stoffstromanalysen

Tabelle 28 gibt einen Überblick über die in der Stoffstrommodellierung eingesetzten Parameter. Die Parameter sind unterteilt nach den fünf Kategorien:

- Basisparameter,
- Wassermmodellierung,
- Energiemmodellierung,
- Phosphormmodellierung und
- Stickstoffmodellierung

alphabetisch aufgeteilt.

Tabelle 28: Überblick über die in der Stoffstrommodellierung eingesetzten Parameter in Hamburg und Qingdao

(HH: Werte für Hamburg, Q: Werte für Qingdao. Alle anderen Werte gelten für beide Städte. Die mit „X“ gekennzeichneten Parameterwerte sind vertrauliche Daten und mussten unkenntlich gemacht werden.)

Basisparameter								
Parameter	Wert	Einheit	Standardabweichung	STDV [%]	Verteilung	Untere Grenze	Obere Grenze	Quelle
Einwohnerzahl (HH)	1.734.342	E	17.343,42	1	lognormal			[1]
Einwohnerzahl (Q)	8.964.100	E	89.641	1	lognormal			[2]
Fläche (HH)	755.000.000	m ²	755.000.000	0	uniform			[10]
Fläche (Q)	11.282.000.000	m ²	11.282.000.000	0	uniform			[9]
Versiegelungsgrad (HH)	38	%	15,2	40	tlognormal	30	60	[12]
Versiegelungsgrad (Q)	60	%	24	40	tlognormal	40	80	[2]
Wassermodellierung								
Parameter	Wert	Einheit	Standardabweichung	STDV [%]	Verteilung	Untere Grenze	Obere Grenze	Quelle
Abflussbeiwert	0,6	-	0,12	20	tlognormal	0,4	0,9	Annahme
Abwassereintritt-Überläufe: Konv	1	%	0,1	10	tlognormal	0	2	Annahme
Exfiltration-TW-Leitung (HH)	4,2	%	0,126	3	tlognormal	3,8	4,5	[7]
Exfiltration-TW-Leitung (Q)	16	%	1	6	tlognormal	15	17	[2]
Exfiltration-Mischwasser-, Schmutzwasser- und Regenwasserableitung: Konv, Konv-opt	0	%	0	0	uniform			Annahme nach [4], [2]

Parameter	Wert	Einheit	Standardabweichung	STDV [%]	Verteilung	Untere Grenze	Obere Grenze	Quelle
Exfiltration SW-, GW-, BW- und RW-Ableitung	0	%	0	0	uniform			Annahme
Infiltration-Mischwasser-, Schmutzwasser- und Regenwasserableitung: Konv, Konv-opt	30	%	9	30	tlognormal	0	35	Annahme nach [4], [2]
Infiltration SW-, GW-, BW- und RW-Ableitung	0	%	0	0	uniform			Annahme
Mischwasserableitung in der Stadt (HH)	22,5	%	2,25	10	tlognormal	20	40	[11]
Mischwasserableitung in der Stadt (Q)	0	%	0	0	uniform			[2]
Niederschläge (HH)	750	mm/a	225	30	tlognormal	507	985	[8]
Niederschläge (Q)	581	mm/a	174	30	tlognormal	233	929	[9], [2]
Prozesswasser (Anteil an Gesamtabwasser): Semizentral	3,4	%	0,68	20	tlognormal	2	10	[15]
Regenwasserableitung in der Stadt	X	%	X	20	tlognormal	15	30	[4], Annahme
Schlammwasser: Konv-opt	5	l/E*d	1	20	normal			[41]
Summe TW-Bedarf: Konv (HH)	139	l/E*d	34,75	25	lognormal			[4]
Summe TW-Bedarf: Konv (Q)	109	l/E*d	27,25	25	lognormal			[2]
Summe TW-Bedarf: Konv-opt, KonvGrau, Semizentral, HWC, Trockensystem (HH)	106	l/E*d	26,5	25	lognormal			Berechnet nach [4]
Summe TW-Bedarf: Konv-opt, KonvGrau, Semizentral, HWC, Trockensystem (Q)	80	l/E*d	20	25	lognormal			Berechnet nach [2]
TW-Bedarf: Baden, Duschen, Körperpflege (HH)	44	l/E*d	11	25	lognormal			Berechnet nach [3], [4]

Parameter	Wert	Einheit	Standardabweichung	STDV [%]	Verteilung	Untere Grenze	Obere Grenze	Quelle
TW-Bedarf: Baden, Duschen, Körperpflege (Q)	39	l/E*d	9,75	25	lognormal			Berechnet nach [2], [3]
TW-Bedarf: Essen und Trinken (HH)	5	l/E*d	1,25	25	lognormal			Berechnet nach [3], [4]
TW-Bedarf: Essen und Trinken (Q)	4	l/E*d	1	25	lognormal			Berechnet nach [2], [3]
TW-Bedarf: Geschirrspülen (HH)	7	l/E*d	1,75	25	lognormal			Berechnet nach [3], [4]
TW-Bedarf: Geschirrspülen (Q)	7	l/E*d	1,75	25	lognormal			Berechnet nach [2], [3]
TW-Bedarf: Kleingewerbeanteil (HH)	X	l/E*d	X	25	lognormal			[4]
TW-Bedarf: Kleingewerbeanteil (Q)	10	l/E*d	2,5	25	lognormal			Berechnet nach [2], [3]
TW-Bedarf: Raumreinigung, Autopflege, Garten (HH)	7	l/E*d	1,75	25	lognormal			Berechnet nach [3], [4]
TW-Bedarf: Raumreinigung, Autopflege, Garten (Q)	7	l/E*d	1,75	25	lognormal			Berechnet nach [2], [3]
TW-Bedarf: Wäsche waschen (HH)	15	l/E*d	3,75	25	lognormal			Berechnet nach [3], [4]
TW-Bedarf: Wäsche waschen (Q)	13	l/E*d	3,25	25	lognormal			Berechnet nach [2], [3]
(TW-)Wasserbedarf WC: Konv, Konv-opt, KonvGrau, Semizentral (HH)	33	l/E*d	8,25	25	lognormal			Berechnet nach [3], [4]
(TW-)Wasserbedarf WC: Konv, Konv-opt, KonvGrau, Semizentral (Q)	29	l/E*d	7,25	25	lognormal			Berechnet nach [2], [3]
Wasserbedarf WC: HWC	6	l/E*d	3	50	tlognormal	3	12	Berechnet nach [5], [6]
Wasserbedarf WC: Trockensystem	0	l/E*d	0	0	uniform			Annahme

Energiemodellierung										
Parameter	Wert	Einheit	Standardabweichung	STDV [%]	Verteilung	Untere Grenze	Obere Grenze	Quelle		
Aufbereitungsrate Biogas zu Biomethan (Bioabfälle)	100	%	10	10	tlognormal	0	100	[22]		
Aufbereitungsrate Biogas zu Biomethan (Abwasserbehandlung: HH)	X	%	X	10	tlognormal	5	10	[4]		
Dichte-Bioabfälle	0,7	t/m ³	0,07	10	lognormal			[34]		
Dichte-Fettwasser	1	t/m ³	0,1	10	lognormal			Annahme		
Dichte-Rasenschnitt	0,5	t/m ³	0,05	10	lognormal			[33]		
Dichte-Speisereste	0,7	t/m ³	0,07	10	lognormal			[43]		
Dieserverbrauch	15	kWh/t	3	20	normal			[23]		
Energiebedarf für Heizung	5645	kWh/E*a	1129	20	lognormal			[42]		
Energiebedarf für Warmwasser	1042	kWh/E*a	208,4	20	lognormal			[42]		
Energiebedarf Wärmerückgewinnung	0,39	kWh/m ³	0,039	10	tlognormal	0,1	0,7	[40]		
Energiebedarf zur Aufbereitung von Co-Substraten	3,1	kWh/t	1,86	60	tlognormal	1,2	7,4	[37]		
Faulgasverluste (Abwasserbehandlung)	2,7	%	0,54	20	tlognormal	0	5	[7]		
Faulgasverluste (Bioabfallbehandlung)	1	%	0,2	20	tlognormal	0	5	[22]		
Fäkalien	1,25	l/E*d	0,625	50	tlognormal	0,4	1,7	[18]		

Parameter	Wert	Einheit	Standardabweichung	STDV [%]	Verteilung	Untere Grenze	Obere Grenze	Quelle
Fettwasser	100.000	m ³ /a	20.000	20	normal			Annahme
Heizwert-Diesel	9,86	kWh/l	0	0	uniform			[38]
Heizwert-Fettwasser	10,4	MWh/t	1,04	10	lognormal			[25]
Heizwert-Klärschlamm (HH)	X	MWh/t TR	X	20	lognormal			[4]
Heizwert-Organische Abfälle	5,3	MWh/t	0,53	10	lognormal			[36]
Heizwert-Rasenschnitt	3,5	MWh/t	0,35	10	lognormal			[35]
Inputanteil des Klärschlammbehandlungsmoduls, das zu Biosolids verwertet werden kann: Semizentral	50	%	10	20	tlognormal	0	100	[15]
Inputanteil des Klärschlammbehandlungsmoduls, das zu Kompost (Feste Phase der Gärreste) verwertet werden kann: HWC	15	%	3	20	tlognormal	0	100	[16]
Klärschlammanteil-GW-Behandlung: KonvGrau, HWC, Trockensystem	0,3	%	0,105	35	tlognormal	0	3	[16]
Klärschlammanteil-GW-Behandlung: Semizentral	0,9	%	0,315	35	tlognormal	0	3	[15]
Klärschlammanteil pro m ³ Abwasser: Konv, Konv-opt	1,5	%	0,525	35	tlognormal	1	5	[13], [2]
Klärschlammanteil-SW-Behandlung: KonvGrau, HWC	3,2	%	1,12	35	tlognormal	1	10	[16]
Klärschlammanteil-SW-Behandlung: Semizentral	2,86	%	1,001	35	tlognormal	1	10	[15]
Klärschlammmdichte	0,721	t/m ³	0,0721	10	tlognormal	0,6	0,8	[28]

Parameter	Wert	Einheit	Standardabweichung	STDV [%]	Verteilung	Untere Grenze	Obere Grenze	Quelle
Kompostierungsrate der Bioabfälle	50	%	10	20	tlognormal	20	70	[32]
Kraftstoffverbrauch/Diesel (leer)	0,24	l/km	0,048	20	tlognormal	0,1	0,4	[38]
Kraftstoffverbrauch/Diesel (vollgeladen bzw. max. Nutzlast)	0,35	l/km	0,07	20	tlognormal	0,2	0,5	[38]
Maximale Nutzlast LKW	22	t	2,2	10	lognormal			[38]
Menge organischer Abfälle (HH)	0,021	t/E*a	0,0042	20	tlognormal	0	1	[20]
Menge organischer Abfälle (Q)	0,028	t/E*a	0,0056	20	tlognormal	0	1	[21]
Methananteil im Biomethan	98	%	4,9	5	tlognormal	95	99	[31]
Methananteil im Fettwasser	68	%	6,8	10	tlognormal	50	75	[30]
Methananteil im Klärschlamm	65	%	6,5		tlognormal	50	75	[29]
Methananteil im Rasenschnitt	53	%	5,3	10	tlognormal	50	75	[25]
Methananteil in Bioabfällen	64	%	6,4	10	tlognormal	50	75	Annahme nach [25]
Methananteil in organischen Abfällen und Speiseresten	64	%	6,4	10	tlognormal	50	75	Annahme nach [25]
Methan-Energiegehalt	9,97	kWh/m ³	0	0	uniform			[25]
oTR-Gehalt der Bioabfälle	50	%	10	20	tlognormal	40	70	[26]
oTR-Gehalt des Fettwassers	91	%	9,1	10	tlognormal	80	100	[19]

Parameter	Wert	Einheit	Standardabweichung	STDV [%]	Verteilung	Untere Grenze	Obere Grenze	Quelle
oTR-Gehalt des Klärschlamm	70	%	14	20	tlognormal	50	80	[14]
oTR-Gehalt des Rasenschnitts	80	%	8	10	tlognormal	70	90	[19]
oTR-Gehalt der Speisereste	92	%	18,4	20	tlognormal	50	95	[19]
Rasenschnitt	140.000	m ³ /a	28.000	20	normal			Annahme
Rechen- und Siebgutanteil bezogen auf die Klärschlammmenge	5	%	0,5	10	tlognormal	2	10	Annahme
Speisereste	0,0395	[m ³ /E*a]	0,01975	50	tlognormal	0	0,1	[15]
Spezifische Faulgasproduktion-Bioabfälle	615	kWh/t	61,5	10	lognormal			[26]
Spezifische Faulgasproduktion-Fettwasser	1.000	m ³ /t oTR	100	10	lognormal			[19]
Spezifische Faulgasproduktion-Klärschlamm	488	m ³ /t oTR	48,8	10	lognormal			[24]
Spezifische Faulgasproduktion-Rasenschnitt	550	m ³ /t oTR	55	10	lognormal			[19]
Spezifische Faulgasproduktion-Speisereste	720	m ³ /t oTR	72	10	lognormal			[15]
Strombedarf Abwasserableitung (HH)	0,04	kWh/m ³	0,008	20	normal			Annahme nach [4]
Strombedarf Abwasserableitung (Q)	0,16	kWh/m ³	0,032	20	normal			[2]
Strombedarf Abwasserbehandlung (HH)	X	kWh/m ³	X	20	lognormal			[4]
Strombedarf Abwasserbehandlung (Q)	0,35	kWh/m ³	0,07	20	lognormal			[2]

Parameter	Wert	Einheit	Standardabweichung	STDV [%]	Verteilung	Untere Grenze	Obere Grenze	Quelle
Strombedarf GW-Ableitung: KonvGrau, Semizentral, HWC, Trockensystem	0,04	kWh/m ³	0,008	20	normal			Annahme nach [4]
Strombedarf GW-Behandlung: KonvGrau, HWC	X	kWh/m ³	X	20	lognormal			[4]
Strombedarf GW-Behandlung: Semizentral, Trockensystem	0,87	kWh/m ³	0,174	20	lognormal			[15]
Strombedarf Klärschlammbehandlung (HH)	X	kWh/m ³	X	20	lognormal			[4]
Strombedarf Klärschlammbehandlung (Q)	0,12	kWh/m ³	0,024	20	lognormal			[4]
Strombedarf Klärschlammbehandlung: Semizentral	10,79	kWh/m ³	2,158	20	lognormal			[15]
Strombedarf-Kompostierung der Bioabfälle	55	kWh/t	27,5	50	tlognormal	20	120	[23]
Strombedarf Phosphorrückgewinnung (Schlammwasser)	1,6	kWh/m ³	0,32	20	lognormal			[46]
Strombedarf Regenwasserableitung/-behandlung	0,5	kWh/m ³	0,25	50	tlognormal	0	1	[27]
Strombedarf-SW-Ableitung: HWC	X	kWh/m ³	X	20	lognormal			[4]
Strombedarf SW-Ableitung: Semizentral	0,04	kWh/m ³	0,008	20	normal			Annahme nach [4]
Strombedarf SW-Behandlung: HWC	X	kWh/m ³	X	20	lognormal			[4]
Strombedarf SW-Behandlung: Semizentral	1,6	kWh/m ³	0,32	20	lognormal			[15]
Strombedarf TW-Bereitstellung (HH)	0,454	kWh/m ³	0,00908	2	tlognormal	0,18	0,96	[7]
Strombedarf TW-Bereitstellung (Q)	0,42	kWh/m ³	0,0084	2	tlognormal			[2]

Parameter	Wert	Einheit	Standardabweichung	STDV [%]	Verteilung	Untere Grenze	Obere Grenze	Quelle
Strombedarf-Vergärung der Bioabfälle	70	kWh/t	21	30	tlognormal	48	100	[23]
Strombedarf zur Biogasaufbereitung	X	kWh/m ³	X	30	tlognormal	0,06	0,33	[4]
Temperaturabsenkung Abwasser	1	°C	0,1	10	normal			Annahme
Temperaturabsenkung GW	10	°C	1	10	normal			Annahme
Temperaturabsenkung SW	1	°C	0,1	10	normal			Annahme
Transportstrecke	25	km	5	20	lognormal			Annahme
TR-Gehalt der Bioabfälle	40	%	14	35	tlognormal	20	70	[26]
TR-Gehalt des Fettwassers	3	%	0,6	20	tlognormal	0	10	[19]
TR-Gehalt der Speisereste	20	%	4	20	tlognormal	9	30	[17]
TR-Gehalt des GW-Klärschlamm: KonvGrau, HWC, Trockensystem	3	%	1,05	35	tlognormal	0	3	[16]
TR-Gehalt des GW-Klärschlamm: Semizentral	1,2	%	0,42	35	tlognormal	0	3	[15]
TR-Gehalt des Klärschlamm: Konv, Konv-opt (HH)	X	%	X	35	tlognormal	1	10	[4]
TR-Gehalt des Klärschlamm (nach Eindickung) : Konv, Konv-opt (HH)	X	%	X	35	tlognormal	3	10	[4]
TR-Gehalt des Klärschlamm: Konv, Konv-opt (Q)	3	%	1,05	35	tlognormal	1	10	[2]
TR-Gehalt des Klärschlamm (nach Eindickung) : Konv, Konv-opt	5	%	1,75	35	tlognormal	3	10	[2]

Parameter	Wert	Einheit	Standardabweichung	STDV [%]	Verteilung	Untere Grenze	Obere Grenze	Quelle
TR-Gehalt des Klärschlammes nach Eindickung (GW): KonvGrau, HWC	8	%	2,8	35	tlognormal	0	10	[16]
TR-Gehalt des Klärschlammes nach Eindickung (GW): Semizentral	3	%	1,05	35	tlognormal	0	10	[15]
TR-Gehalt des Rasenschnitts	35	%	7	20	tlognormal	10	60	[19]
TR-Gehalt des SW-Klärschlammes: KonvGrau, HWC	3	%	1,05	35	tlognormal	1	10	[16]
TR-Gehalt des SW-Klärschlammes: Semizentral	3	%	1,05	35	tlognormal	1	10	[15]
TR-Gehalt des SW-Klärschlammes nach Eindickung: KonvGrau, HWC	8	%	2,8	35	tlognormal	1	10	[16]
TR-Gehalt des SW-Klärschlammes nach Eindickung: Semizentral	3	%	1,05	35	tlognormal	1	10	[15]
Wärmebedarf Klärschlammbehandlung: Semizentral	66	kWh/m ³	13,2	20	lognormal			[15]
Wärmebedarf-Kompostierung der Bioabfälle	0	kWh/t	0	0	uniform			[23]
Wärmebedarf SW-Behandlung: HWC	8,4	kWh/m ³	1,68	20	normal			[44]
Wärmebedarf-Vergärung der Bioabfälle	90	kWh/t	27	30	tlognormal	44	130	[23]
Wärmebedarf zur Biogasaufbereitung	X	kWh/m ³	X	30	tlognormal	0	0,35	[4]
Wärmeeigenbedarf-Verbrennung (bezogen auf die produzierte Wärmemenge:HH)	96,5	%	9,65	10	tlognormal	80	100	[7]
Wärmenutzungspotenzial	1,55	kWh/m ³	0,155	10	tlognormal	1,39	1,71	[40]
Wärmeverluste GW, SW, Abwasser	30	%	15	50	tlognormal	0	100	Annahme nach [39]

Parameter	Wert	Einheit	Standardabweichung	STDV [%]	Verteilung	Untere Grenze	Obere Grenze	Quelle
Wirkungsgrad-elektrisch: Biogasanlage	40	%	12	30	tlognormal	30	45	[25]
Wirkungsgrad-elektrisch: Faulgas	30	%	9	30	tlognormal	30	45	Berechnet nach [4]
Wirkungsgrad-elektrisch: Semizentral	35	%	10,5	30	tlognormal	30	45	[15]
Wirkungsgrad-thermisch: Biogasanlage	50	%	15	30	tlognormal	35	56	[25]
Wirkungsgrad-thermisch: Faulgas	50	%	15	30	tlognormal	35	56	Berechnet nach [4]
Wirkungsgrad-thermisch: Semizentral	55	%	16,5	30	tlognormal	35	56	[15]
Wirkungsgrad-Verbrennungsanlage (HH)	10,5	%	3,15	30	tlognormal	5	50	Berechnet nach [4]
Phosphormodellierung								
Parameter	Wert	Einheit	Standardabweichung	STDV [%]	Verteilung	Untere Grenze	Obere Grenze	Quelle
Phosphor-Bemessungswert (Zulauf der Kläranlage)	1,8	g/E*d	0,36	20	lognormal			[53]
Phosphor-Feste Phase der Gärreste: HWC	99	%	49,5	50	tlognormal	0	100	[16]
Phosphor im Brauchwasser: HWC	0,8	mg/l	0,4	50	tlognormal	0	1,2	Berechnet
Phosphor im Brauchwasser: KonvGrau	0,6	mg/l	0,3	50	tlognormal	0	1,2	Berechnet
Phosphor im Brauchwasser/Schlammwasser: Semizentral	0,32	mg/l	0,16	50	tlognormal	0	1,2	Berechnet nach [15]
Phosphor im Fettwasser	165	mg/l	82.5	50	tlognormal	0	218	[16]

Parameter	Wert	Einheit	Standardabweichung	STDV [%]	Verteilung	Untere Grenze	Obere Grenze	Quelle
Phosphor im Kompost	0,0021	t/t	0,063	30	tlognormal	0	100	[51]
Phosphor im Infiltrationswasser	0	%	0	0	uniform			Annahme
Phosphor im GW-Klärschlamm: KonvGrau, HWC	88	%	44	50	tlognormal	20	100	[16]
Phosphor im GW-Klärschlamm: Semizentral	88,3	%	44,15	50	tlognormal	0	100	Berechnet nach [15]
Phosphor im GW: KonvGrau, HWC, Trockensystem	5,4	mg/l	2,7	50	tlognormal	0,4	11	[18]
Phosphor im GW: Semizentral	2,74	mg/l	1,37	50	tlognormal	0	6,8	[15]
Phosphor im Primärschlamm	11	%	2,2	20	tlognormal	0	100	[53]
Phosphor im Prozesswasser: Konv, Konv-opt	5	%	2,5	50	tlognormal	0	100	[54]
Phosphor im Prozesswasser: Semizentral	134	mg/l	67	50	tlognormal	0	311	[15]
Phosphor im Rasenschnitt	0,3	%	0,15	50	tlognormal	0	100	[19]
Phosphor im Regenwasser	0,01	mg/l	0,005	50	tlognormal	0	1	[48]
Phosphor-Reinigungsgrad Regenwasserbehandlung	0	%	0	0	uniform			Annahme
Phosphorrückgewinnungsrate (Schlammwasser)	50	%	10	20	tlognormal	0	100	[45]
Phosphor im SW-Klärschlamm: Semizentral	99	%	49,5	50	tlognormal	0	100	Berechnet nach [15]
Phosphor im SW: KonvGrau, HWC, Trockensystem	175	mg/l	87,5	50	tlognormal	87,5	230	[49]

Parameter	Wert	Einheit	Standardabweichung	STDV [%]	Verteilung	Untere Grenze	Obere Grenze	Quelle
Phosphor im SW: Semizentral	20,6	mg/l	10,3	50	tlognormal	0	48	[15]
Phosphor im Überschussschlamm	78	%	15,6	20	tlognormal	0	100	[53]
Phosphor im Trinkwasser (HH)	0,03	mg/l	0,015	50	tlognormal	0	1	[47]
Phosphor im Trinkwasser (Q)	0,03	mg/l	0,015	50	tlognormal	0	1	[2]
Phosphor in Fäkalien	1,5	g/E*d	0,75	50	tlognormal	0,5	4,2	[18]
Phosphor in organischen Abfällen	0,003	t/t TS	0,0015	50	lognormal	0	1	[51]
Phosphor in Speiseresten	0,005	kg/kg TS	0,25	50	tlognormal	0	100	[50]
Stickstoffmodellierung								
Parameter	Wert	Einheit	Standardabweichung	STDV [%]	Verteilung	Untere Grenze	Obere Grenze	Quelle
Stickstoff-Bemessungswert (Zulauf der Kläranlage)	11	g/E*d	2,2	20	lognormal			[55]
Stickstoff-Feste Phase der Gärreste: HWC	15	%	7,5	50	tlognormal	0	100	[16]
Stickstoff-Flüssige Phase der Gärreste: HWC	340	mg/l	170	50	tlognormal	0	790	[16]
Stickstoff im Brauchwasser/Schlammwasser	1,47	mg/l	0,735	50	tlognormal	0	3,4	Berechnet nach [15]
Stickstoff im Brauchwasser: HWC	4,4	mg/l	2,2	50	tlognormal	0	6,6	Berechnet
Stickstoff im Brauchwasser: KonvGrau	4,3	mg/l	2,15	50	tlognormal	0	6,6	Berechnet

Parameter	Wert	Einheit	Standardabweichung	STDV [%]	Verteilung	Untere Grenze	Obere Grenze	Quelle
Stickstoff im Fettwasser	632	mg/l	316	50	tlognormal	0	1468	[16]
Stickstoff im Grauwasser: HWC	15,4	mg/l	7,7	50	tlognormal	6,7	27,2	[18]
Stickstoff im Grauwasserklärschlamm: HWC	70	%	35	50	tlognormal	0	100	[16]
Stickstoff im Grauwasserklärschlamm: Semizentral	69,4		34,7	50	tlognormal	0	100	[15]
Stickstoff im Grauwasser: Semizentral	4,8	mg/l	2,4	50	tlognormal	0	11	[15]
Stickstoff im Infiltrationswasser	0	%	0	0	uniform			Annahme
Stickstoff im Kompost	0,813	%	0,4065	50	tlognormal	0	100	[52]
Stickstoff im Primärschlamm	10	%	2	20	tlognormal	0	100	[55]
Stickstoff im Prozesswasser: Konv, Konv-opt	20	%	10	50	tlognormal	0	100	[54]
Stickstoff im Prozesswasser: Semizentral	167	mg/l	83,5	50	tlognormal	0	388	[15]
Stickstoff im Rasenschnitt	0,027	kg/kg TR	0,0135	50	tlognormal	0	1	[19]
Stickstoff im Regenwasser	1,47	mg/l	0,735	50	tlognormal	0	3,4	[48]
Stickstoff im Schwarzwasser: HWC	1459	mg/l	729,5	50	tlognormal	0	3648	[49]
Stickstoff im Schwarzwasser: Semizentral	162	mg/l	81	50	tlognormal	0	376	[15]
Stickstoff im Schwarzwasserklärschlamm: Semizentral	18,4	%	9,2	50	tlognormal	0	100	[15]

Parameter	Wert	Einheit	Standardabweichung	STDV [%]	Verteilung	Untere Grenze	Obere Grenze	Quelle
Stickstoff im Trinkwasser	0,4117	mg/l	0,20585	50	tlognormal	0	1	[47]
Stickstoff im Überschussschlamm	27	%	5,4	20	tlognormal	0	100	[55]
Stickstoff-Reduktionsrate (gesamte Kläranlage)	81	%	16,2	20	tlognormal	0	90	[55]
Stickstoff-Reinigungsgrad Regenwasserbehandlung	0	%	0	0	uniform			Annahme
Stickstoff in Fäkalien	11,9	g/E*d	5,95	50	tlognormal	1,5	17,5	[18]
Stickstoff in organischen Abfällen	0,018	t/t TS	0,009	50	tlognormal	0	1	[51]
Stickstoff in Speiseresten	0,0019	kg/kg TR	0,00095	50	tlognormal	0	1	[15]
Stickstoffverluste (als N ₂) bei der Klärschlammbehandlung: Semizentral	58	%	29	50	tlognormal	0	100	Berechnet nach [15]
Stickstoffverluste Fäkalien	50		25	50	tlognormal	0	100	[56]

11.2 Quellen für die eingesetzten Parameter (Kapitel 11.1) in den Stoffstromanalysen

[1]

Statistisches Amt für Hamburg und Schleswig-Holstein (2014): Statistik informiert...Nr. 151/2014 Bevölkerung in Hamburg 2013 Bevölkerungswachstum setzt sich fort. Hamburg. Online verfügbar unter https://www.statistik-nord.de/fileadmin/Dokumente/Presseinformationen/SI14_151.pdf, zuletzt aktualisiert am 2014, zuletzt geprüft am 18.04.2015.

[2]

Qingdao Water Group (2015): Interview über die Wasserversorgung und Abwasserentsorgung/-behandlung in Qingdao. Qingdao.

[3]

BDEW - Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e.V. (2015): Trinkwasserverwendung im Haushalt 2014. Durchschnittswerte bezogen auf die Wasserabgabe an Haushalte und Kleingewerbe - Anteile. Online verfügbar unter [https://www.bdew.de/internet.nsf/id/3852C5217E9FD4E1C125786C004274E7/\\$file/Trinkwasserverwendung%20im%20HH%202014-Anteile.pdf](https://www.bdew.de/internet.nsf/id/3852C5217E9FD4E1C125786C004274E7/$file/Trinkwasserverwendung%20im%20HH%202014-Anteile.pdf), zuletzt aktualisiert am 30.07.2015, zuletzt geprüft am 11.02.2016.

[4]

Hamburg Wasser (2015): Auskunft über die Abwasserentsorgung/-behandlung in Hamburg.

[5]

Wenke, Schönfelder; Giese, Thomas; Augustin, Kim; Bertram, Niels-Peter; Kuck, Wolfgang; Li, Zhiqiang et al. (2013): Energetische Optimierung des HAMBURG WATER Cycle® im Stadtquartier Jenfelder Au. Forschungsvorhaben 0327400Y Schlussbericht. Hamburg.

[6]

Hartmann, Matthias; Wätzel, Tobias (o.J.): Kopplung von regenerativer Energiegewinnung mit innovativer Stadtentwässerung. Bauhaus-Universität Weimar, o.J. Online verfügbar unter http://www.kreisjenfeld.de/tl_files/content/mitgliederpublikationen%20oeffentlich/465V_Hartmann_Waetzel-Heida-KREIS.pdf, zuletzt geprüft am 23.02.2013.

[7]

Hamburg Wasser (2014): Umwelterklärung 2013. Hamburg. Online verfügbar unter <http://www.hamburgwasser.de/umwelterklaerung.html>, zuletzt geprüft am 11.02.2016.

[8]

Freie und Hansestadt Hamburg Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt (Hg.) (2006): Dezentrale naturnahe Regenwasserbewirtschaftung. Ein Leitfaden für Planer, Architekten, Ingenieure und Bauunternehmer. Hamburg.

[9]

China Statistics Press (Hg.) (2014): Qingdao Statistical Yearbook 2014.

[10]

Statistisches Amt für Hamburg und Schleswig-Holstein (2011): Hamburg Ein Stadtporträt in Zahlen. Hamburg.

[11]

Freie und Hansestadt Hamburg Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt Amt für Immissionsschutz und Betriebe (2013): Beseitigung von kommunalem Abwasser Lagebericht 2012. Hamburg.

[12]

Hamburg Wasser (o.J.a): IEK - Innenstadtentlastungskonzept. Entlastung Isebek- und Geeststammziel. Online verfügbar unter http://www.hamburgwasser.de/iek-tagebuch.html?file=tl_files/hamburgwasser/downloads/IEP_IEK/2013_01_15_IEK_Praesentation_Buergerversammlung_2013.pdf, zuletzt geprüft am 23.04.2015.

[13]

Hamburg Wasser (o.J.): Schlammbehandlung und Reststoffverwertung. Online verfügbar unter <http://www.hamburgwasser.de/schlammbehandlung.html>, zuletzt geprüft am 11.02.2016.

[14]

Haberkern, Bernd; Maier, Werner; Schneider, Ursula (2008): Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen. Text 11/08. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.

[15]

Tolksdorf, Johanna (2015): Auskunft zum Semizentral-Projekt. Institut IWAR. Fachgebiet Abwassertechnik/Abwasserwirtschaft. Technische Universität Darmstadt. Darmstadt.

[16]

Hartmann, Matthias (2015): Auskunft zum KREIS-Projekt. Fakultät Bauingenieurwesen. Bauhaus-Universität Weimar.

[17]

Cornel, Peter; Wagner, Martin; Bieker, Susanne; Tolksdorf, Johanna; Lu, Dan; Linke, Joachim et al. (2013): Verbundprojekt SEMIZENTRAL: Ressourceneffiziente und flexible Ver- und Entsorgungsinfrastruktursysteme für schnell wachsende Städte der Zukunft [Phase 1] Endbericht. Technische Universität Darmstadt Institut IWAR -Fachgebiet Abwassertechnik; Fachgebiet Entwerfen und Stadtentwicklung; Institut für Geodäsie - Fachgebiet Landmanagement. Darmstadt.

[18]

DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V. (Hg.) (2008): DWA-Themen Neuartige Sanitärsysteme (NASS). Hennef.

[19]

Körner, Ina; Hertel, Saskia; Deegener, Stefan; Boltz, Kirstin (2013): Schwarzwasser von Vakuumtoiletten zur Biogaserzeugung – Aspekte zur Integration in ein Bauprojekt unter besonderer Berücksichtigung von Co-Substraten. 7. Rostocker Bioenergieforum, Tagungsband, Schriftenreihe Umweltingenieurwesen, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Bd. 36, Nelles, M. (Ed.), 20-21.06.2013, Universität Rostock, ISBN 978-3-86009-207-1, 483-492, 2013.

[20]

Kern, Michael; Raussen, Thomas; Graven, Thomas; Bergs, Claus-Gerhard (2012): Ökologisch sinnvolle Verwertung von Bioabfällen. Anregungen für kommunale Entscheidungsträger. Anregungen für kommunale Entscheidungsträger. Hg. v. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) und Umweltbundesamt (UBA). Berlin, Dessau-Roßlau.

[21]

QAMPU; QIES (2015): Interview mit der Qingdao Academy of Municipal and Public Utility und Qingdao Institute of Environmental Sanitation über die Abfallbehandlung in Qingdao. Qingdao.

[22]

Stadtreinigung Hamburg. Biogas- und Kompostwerk Bützberg (2015): Faulgasverluste bei der Bioabfallbehandlung. Telefongespräch mit der Betriebsleiterin des Biogas- und Kompostwerks Bützberg Frau Dr. Anke Boisch.

[23]

Lampert, Christoph; Tesar, Maria; Thaler, Peter (2011): Klimarelevanz und Energieeffizienz der Verwertung biogener Abfälle, Umweltbundesamt Wien 2011. Hg. v. Umweltbundesamt GmbH. Wien.

[24]

DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2015): Energiecheck und Energieanalyse – Instrumente zur Energieoptimierung von Abwasseranlagen. Arbeitsblatt DWA-A 216. Hennef.

[25]

FNR - Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (2013): Basisdaten Bioenergie Deutschland. Gülzow-Prüzen.

[26]

KTBL - Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V (o.J.): Wirtschaftlichkeitsrechner Biogas. Online verfügbar unter <http://daten.ktbl.de/biogas/mona.do#anwendung>, zuletzt geprüft am 06.04.2015.

[27]

Kluge, Thomas; Libbe, Jens (Hg.) (2010): Transformationsmanagement für eine nachhaltige Wasserwirtschaft. Handreichung zur Realisierung neuartiger Infrastrukturlösungen im Bereich Wasser und Abwasser. Berlin.

[28]

Aqua Calc Sewage (2016): sludge density in 285 measurement units. Online verfügbar unter <http://www.aqua-calc.com/page/density-table/substance/sewage-coma-and-blank-sludge>, zuletzt geprüft am 11.02.2016.

[29]

DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2011c): Merkblatt DWA-M 361 Aufbereitung von Biogas. Hennef.

[30]

Schwab, Markus; Reinhold, Gerd (o.J): Biogaserträge aus Energiepflanzen -Eine kritische Bewertung des Datenpotentials. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL); Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL). Online verfügbar unter http://biogas-infoboard.de/pdf/4_SCHWAB_Biogasertraege.pdf, zuletzt geprüft am 23.04.2016.

[31]

Pinnekamp, Johannes (Hg.) (2011): 3. Aachener Kongress Dezentrale Infrastruktur am 25. und 26. Januar 2011 im Congress Center Leipzig. Lehrstuhl und Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen; Prüf- und Entwicklungsinstitut für Abwassertechnik an der RWTH Aachen e.V. Aachen.

[32]

Zeifang, Markus (2007): Allgemeine Aspekte der Integration einer Vergärung in eine Kompostierung. Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V.; Humustag 2007.

[33]

Statistisches Landesamt Bayern (o.J): Umrechnungsfaktoren. Online verfügbar unter <https://www.statistik.bayern.de/erhebungen/00067.php>, zuletzt geprüft am 20.03.2014.

[34]

Janz, Alexander; Rotter, Susanne; Bilitewski, Bernd (2008): Bioabfallsammlung und Kompostierung. Rechenübung WS 2008 / 2009. Technische Universität Dresden Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten.

[35]

Hildenbrand, Klaus-Peter; Lorenz, Thomas (2011): Landschaftspflegematerial - logistische Anforderungen und energetische Nutzung. Rhein-Hunsrück Entsorgung. Metz.

[36]

SunCoal Industries GmbH (o.J): Biokohle aus Grün- und Bioabfällen. Die klimafreundliche und wirtschaftliche Verwertung biogener Reststoffe aus Kommunen. Ludwigsfelde.

[37]

Frank, Michael; Tekneyan, Mikael; Menner, Michael (o.J): Energieeffiziente Zerkleinerung von pflanzlichen Großmarktabfällen als Substrat für den Biogasprozess. Fraunhofer-Institut für Verfahrenstechnik und Verpackung (IVV); Netzsch Pumpen + Systeme GmbH. Online verfügbar unter http://www.schlattmann.de/biogas/publikationen/material/netzsch-energieeffiziente_zerkleinerung_von_pflanzlichen_grossmarktabfaellen.pdf, zuletzt geprüft am 12.06.2015.

[38]

Spedition Schwart GmbH (2012): Ökologische und ökonomische Vorteile des Lang-LKWs Einsatz von innovativen Fahrzeugkonzepten zur Optimierung des Transportvolumens und Reduzierung von Schadstoffemissionen. Online verfügbar unter http://www.klok-ev.de/files/4_logbw-expertenworkshop_vortrag_schwarz.pdf, zuletzt geprüft am 11.02.2016.

[39]

Sievers, Jan Christian; Londong, Jörg; Stübler, Andrea; Bestenlehner, Dominik; Drück, Harald; Schönfelder, Wenke (2014): Heat recovery potential of domestic grey water in the pilot project Jenfelder Au in Hamburg. 17th EWA Symposium during IFAT 2014, Munich, Germany, 5-9 May 2014. Water, Energy and Resources: Innovative Options and Sustainable Solutions Session 4: Energy and Resources in New Sanitation Approaches – Part Two.

[40]

DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2009): DWA Regelwerk. Merkblatt DWA-M114. Energie aus Abwasser – Wärme- und Lageenergie. Hennef.

[41]

Herbst, Heinrich; David, Montag; Gethke, Katrin; Pinnekamp, Johannes (2007): Potenziale, Techniken und Kosten der Phosphorrückgewinnung aus kommunalem Abwasser. In: Korrespondenz Abwasser Abfall, Heft 10 (54), S. 1013-1024.

[42]

Statistisches Bundesamt (2014): Verbrauch von Haushaltsenergie erstmals seit 2005 gestiegen. Pressestelle. Online verfügbar unter https://www.destatis.de/DE/PresseService/Presse/Pressemitteilungen/2014/11/PD14_396_85pdf.pdf?__blob=publicationFile, zuletzt geprüft am 11.02.2016.

[43]

Jäger, Johannes; Berger, Jan; Bockreis, Anke; den Boer, Jan; Brockmann, Christiane; Ott, Carsten et al. (Darmstadt): Skript Abfalltechnik II (B) - Logistik und Verfahren. Technische Universität Darmstadt Fachgebiet Abfalltechnik. 2006.

[44]

Bestenlehner, Dominik (2015): Auskunft zum KREIS-Projekt. Solar- und Wärmetechnik Stuttgart (SWT).

[45]

Pinnekamp, Johannes; Montag, David; Gethke, Katrin; Goebel, Sandra; Herbst, Heinrich (2007): Rückgewinnung eines schadstofffreien, mineralischen Kombinationsdüngers "Magnesiumammoniumphosphat - MAP" aus Abwasser und Klärschlamm. 2. erweiterte Auflage. Hg. v. Umweltbundesamt. Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen. Dessau-Roßlau.

[46]

DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2005): Rückbelastung aus der Schlammbehandlung – Verfahren zur Schlammwasserbehandlung, Arbeitsbericht der Arbeitsgruppe AK-1.3. Hennef.

[47]

Stadtwerke Ratingen (2013): Jahresdurchschnittsanalyse Trinkwasser 2013. Online verfügbar unter http://www.stadtwerke-ratingen.de/fileadmin/Downloads/Broschueren/Wasser/Trinkwasseranalyse_2013.pdf, zuletzt geprüft am 12.10.15.

[48]

LANU - Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (2007): Nährstoffkonzentrationen bzw. -einträge der nassen Deposition. Mittelwert aus den Jahreswerten 2000-2005 des Niederschlags in Schleswig-Holstein. Online verfügbar unter https://www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/H/hydrologie_niederschlag/Downloads/JahresbilanzNaehrstoffe.pdf?__blob=publicationFile&v=1, zuletzt geprüft am 12.10.2015.

[49]

Oldenburg, Martin; Albold, Andrea; Wendland, Claudia; Otterpohl, Ralf (2008): Erfahrungen aus dem Betrieb eines neuen Sanitärkonzepts über einen Zeitraum von acht Jahren. Korrespondenz Abwasser, Abfall 2008 (55) Nr. 10.

[50]

Gramlich, Anja; Siegfried, Barbara (2007): Marktanalyse für Biogassubstrate aus der Gastronomie und der kommunalen Verwaltung in der Stadt Zürich und der Region Uster. Eidgenössische Technische Hochschule Zürich. Departement Agrar- und Lebensmittelwissenschaften. Institut für Umweltentscheidungen.

[51]

Meinzinger, Franziska (2010): Resource efficiency of urban sanitation systems: a comparative assessment using material and energy flow analysis. Dissertation. Technische Universität Hamburg-Harburg, Hamburg. Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz.

[52]

RAL-Gütesicherung Kompost (2013): Jahreszeugnis 2013. Fertigkompost. Online verfügbar unter http://rmb-frankfurt.de/upload/pdf/Jahreszeugnis_Fertigkompost_mittelknig_2012.pdf, zuletzt geprüft am 13.06.2014.

[53]

DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2011a): Leitfaden Nr. 2-13 Betrieb von Abwasseranlagen. Die Phosphorbilanz im kommunalen Abwasser. DWA Landesverband Bayern. München.

[54]

Fimml, Christian (2010): Oft ein Sorgenkind bei der Abwasserreinigung: Die Schlammwässer. KA Betriebsinfo 40. Nr. 4. Hennef (40, 4).

[55]

DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2011): Leitfaden Nr. 2-14 Betrieb von Abwasseranlagen. Die Stickstoffbilanz im kommunalen Abwasser. DWA Landesverband Bayern. München.

[56]

Körner, Ina (2008): Stickstoffhaushalt bei der Kompostierung: Bilanzen, Gehalte, Umsetzungs- und Austragsprozesse. Hamburger Berichte Abfallwirtschaft Band 33. Habilitationsschrift. Technische Universität Hamburg-Harburg, Hamburg.

11.3 Stoffstromanalysen für Hamburg

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der durchgeführten Stoffstromanalysen mithilfe der Software SIMBOX für die Stadt Hamburg dargestellt. Dabei werden die Inputs mit einem „I“, die Outputs mit einem „O“ und die internen bzw. inneren Flüsse im System mit einem „F“ dargestellt (I = Input, F = innerer Fluss, O = Output).

Die Ergebnisse der Wasserbilanzen werden in m^3/a angegeben, während die der Energiebilanzen in MWh/a und jene der Phosphor- und Stickstoffbilanzen in t/a dargestellt sind. Die Ergebnisse können aufgrund von Rundungen, minimal von den in Kapitel 6 dargestellten Ergebnissen abweichen.

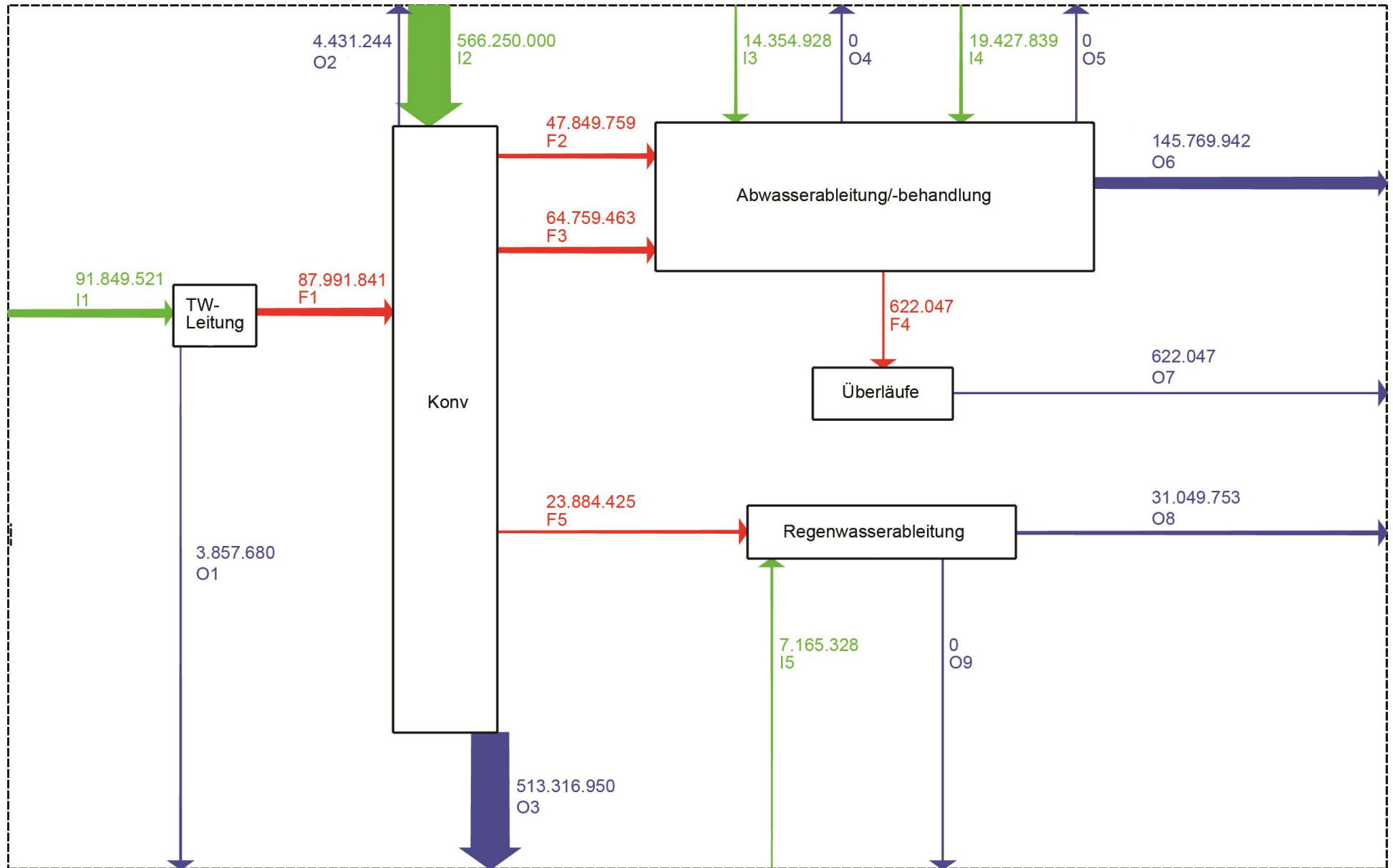


Abbildung 36: Wasserbilanzen (m^3/a) für das konventionelle System (Konv) in Hamburg

I1: Trinkwasserbereitstellung

I2: Niederschläge

I3: Infiltration-Mischwasserableitung

I4: Infiltration-Schmutzwasserableitung

I5: Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung

F2: Abwassereintritt Mischwasserkanal

F3: Abwassereintritt Schmutzwasserkanal

F4: Abwassereintritt Überläufe

F5: Niederschlagseintritt Regenwasserkanal

O1: Exfiltration-Trinkwasserleitung

O2: Trinkwasserverluste

O3: Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)

O4: Exfiltration-Mischwasserableitung

O5: Exfiltration-Schmutzwasserableitung

O6: Einleitung behandeltes Abwasser

O7: Einleitung aus Überläufen

O8: Regenwassereinleitung

O9: Exfiltration-Regenwasserableitung

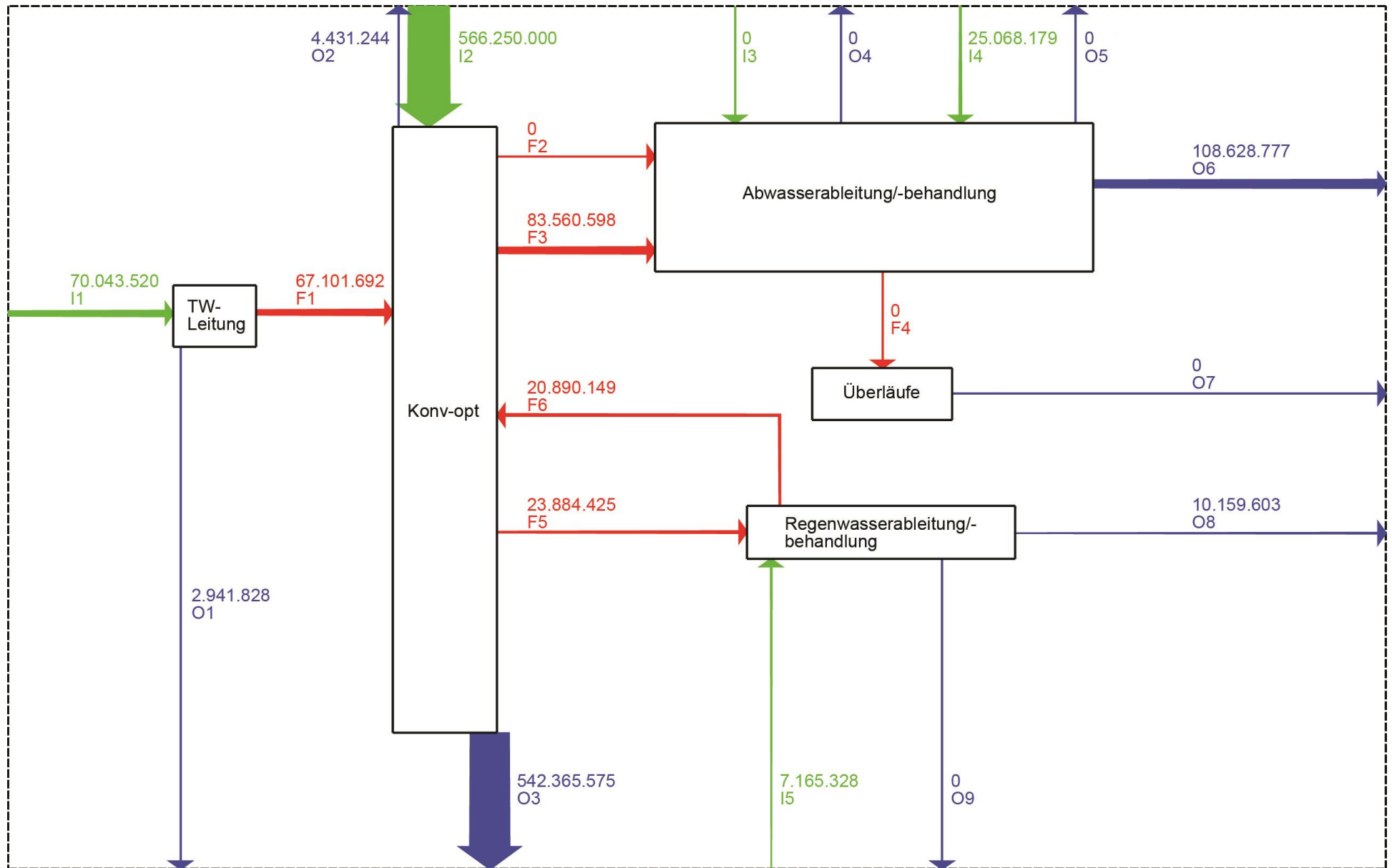


Abbildung 37: Wasserbilanzen (m³/a) für das konventionell-optimierte System (Konv-opt) in Hamburg

I1: Trinkwasserbereitstellung

I2: Niederschläge

I3: Infiltration-Mischwasserableitung

I4: Infiltration-Schmutzwasserableitung

I5: Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung

F2: Abwassereintritt Mischwasserkanal

F3: Abwassereintritt Schmutzwasserkanal

F4: Abwassereintritt Überläufe

F5: Niederschlagseintritt Regenwasserkanal

F6: Regenwasser für die Toilettenspülung

O1: Exfiltration-Trinkwasserleitung

O2: Trinkwasserverluste

O3: Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)

O4: Exfiltration-Mischwasserableitung

O5: Exfiltration-Schmutzwasserableitung

O6: Einleitung behandeltes Abwasser

O7: Einleitung aus Überläufen

O8: Regenwassereinleitung

O9: Exfiltration-Regenwasserableitung

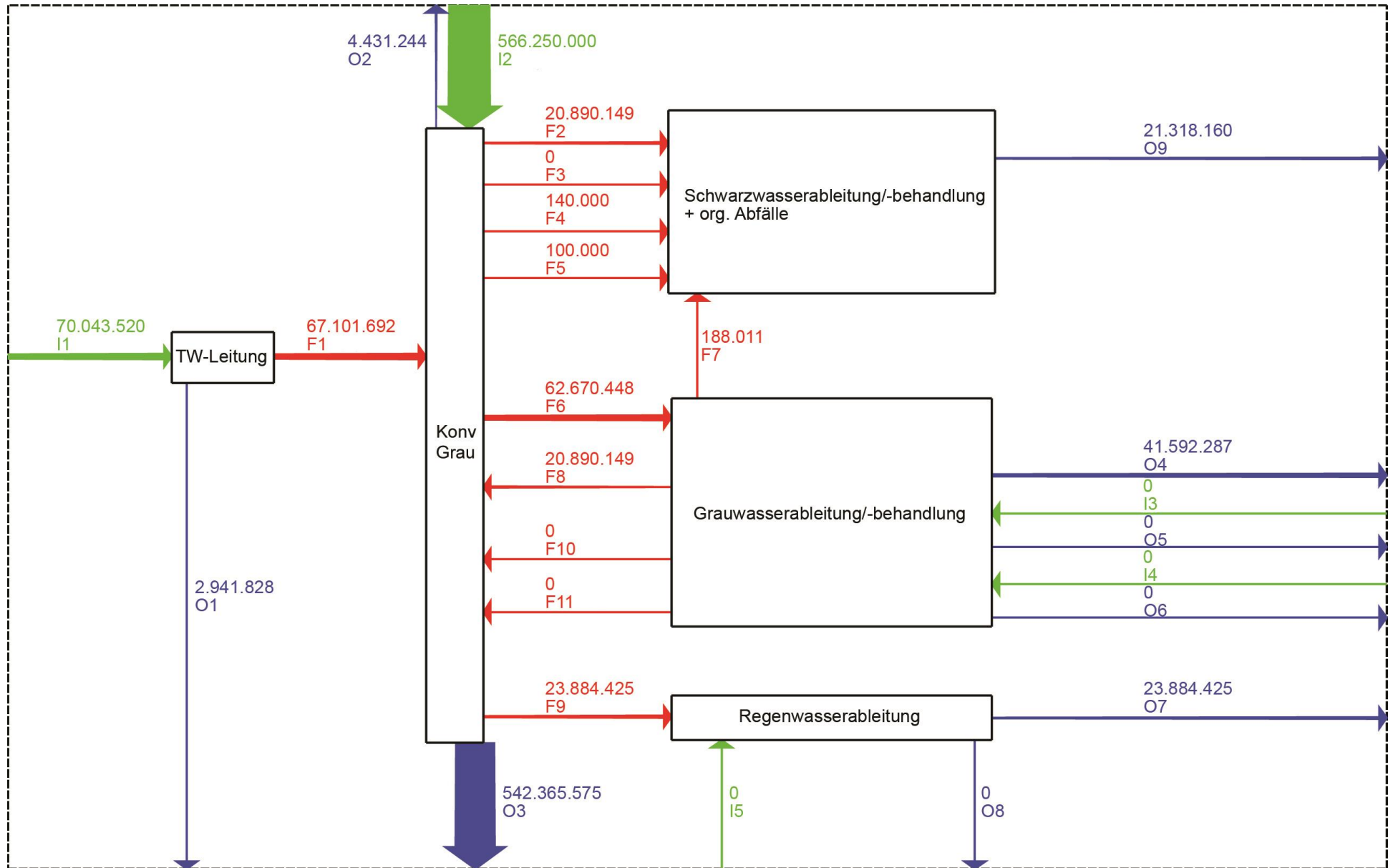


Abbildung 38: Wasserbilanzen (m³/a) für das System KonvGrau in Hamburg

I1: Trinkwasserbereitstellung

I2: Niederschläge

I3: Infiltration-Grauwasserableitung

I4: Infiltration-Brauchwasserableitung

I5: Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung

F2: Abwassereintritt Schwarzwasserkanal

F3: Speisereste

F4: Rasenschnitt

F5: Fettwasser

F6: Abwassereintritt Grauwasserkanal

F7: Klärschlammmenge-GW-Behandlung

F8: Brauchwasser zur Toilettenspülung

F9: Niederschlagseintritt Regenwasserkanal

F10: Brauchwassernutzung zur Bewässerung

F11: Brauchwassernutzung für Sonstiges

O1: Exfiltration-Trinkwasserleitung

O2: Trinkwasserverluste

O3: Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)

O4: Brauchwasserüberschuss

O5: Exfiltration-Grauwasserableitung

O6: Exfiltration-Brauchwasserableitung

O7: Regenwassereinleitung

O8: Exfiltration-Regenwasserableitung

O9: Einleitung behandeltes Schwarzwasser

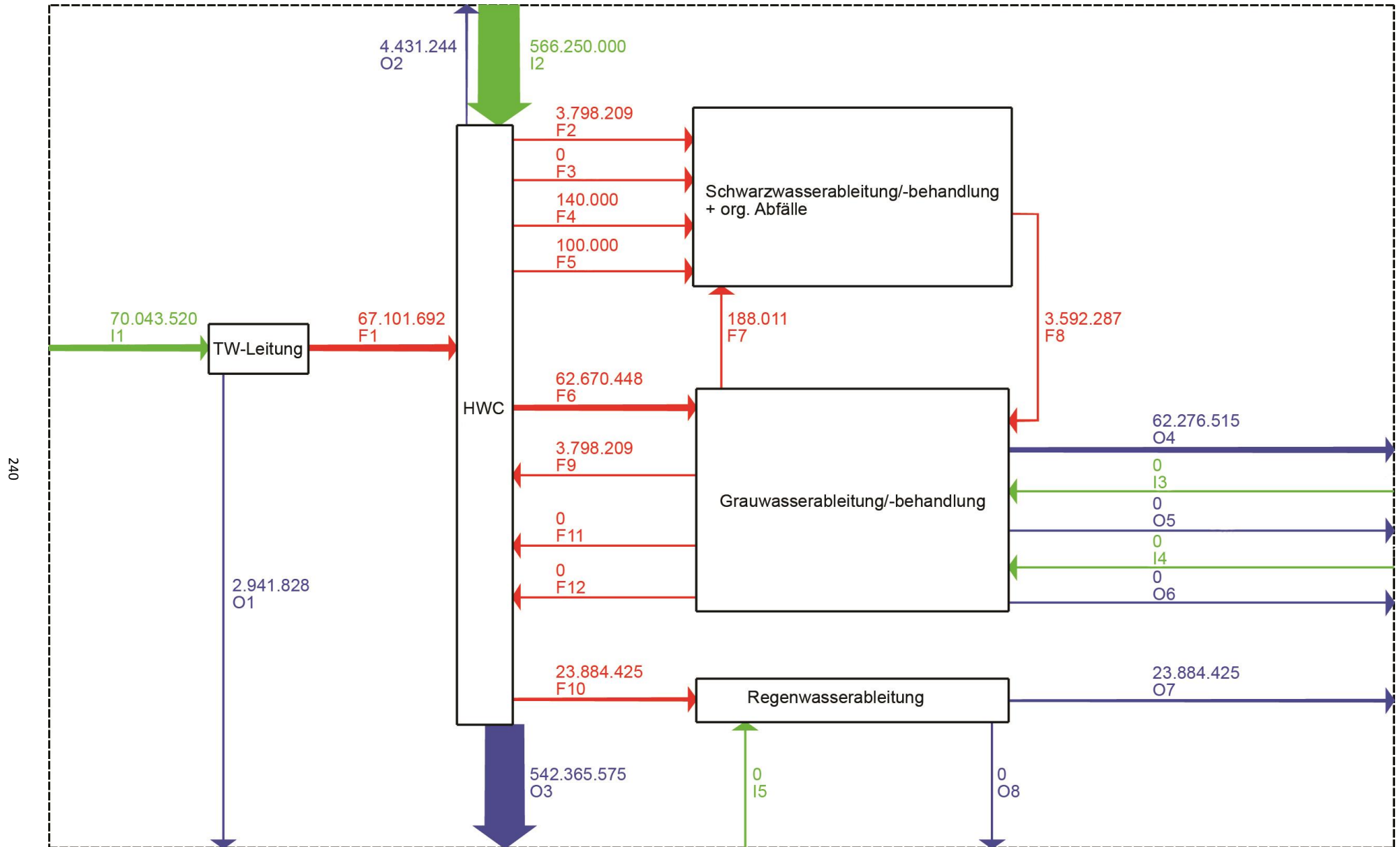


Abbildung 39: Wasserbilanzen (m³/a) für das System HWC in Hamburg

I1: Trinkwasserbereitstellung

I2: Niederschläge

I3: Infiltration-Grauwasserableitung

I4: Infiltration-Brauchwasserableitung

I5: Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung

F2: Abwassereintritt Schwarzwasserkanal

F3: Speisereste

F4: Rasenschnitt

F5: Fettwasser

F6: Abwassereintritt Grauwasserkanal

F7: Klärschlammmenge-GW-Behandlung

F8: Prozesswasser

F9: Brauchwassernutzung für die Toilettenspülung

F10: Niederschlagseintritt Regenwasserkanal

F11: Brauchwassernutzung zur Bewässerung

F12: Brauchwassernutzung für Sonstiges

O1: Exfiltration-Trinkwasserleitung

O2: Trinkwasserverluste

O3: Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)

O4: Brauchwasserüberschuss

O5: Exfiltration-Grauwasserableitung

O6: Exfiltration-Brauchwasserableitung

O7: Regenwassereinleitung

O8: Exfiltration-Regenwasserableitung

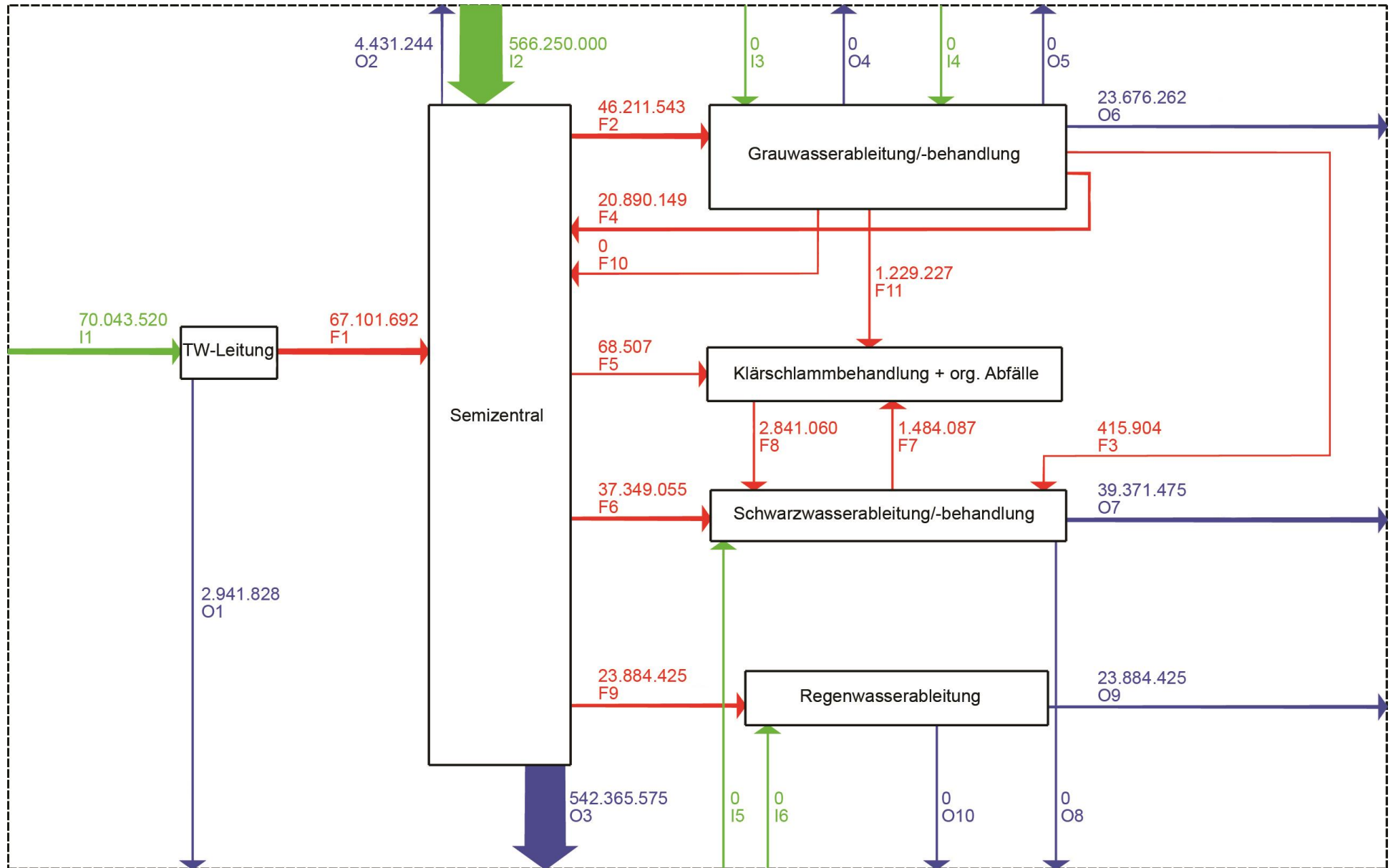
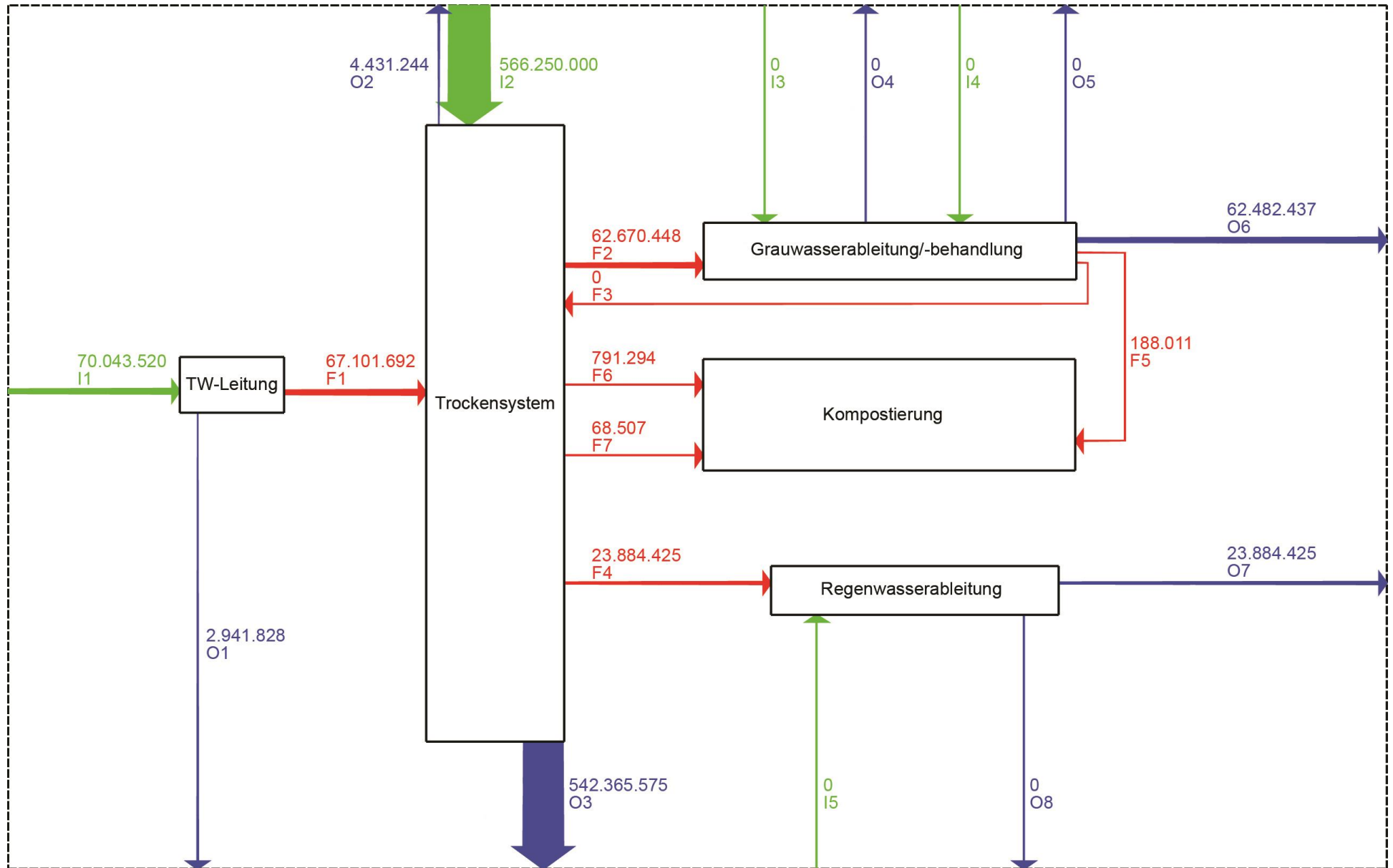


Abbildung 40: Wasserbilanzen (m³/a) für das System Semizentral in Hamburg

I1: Trinkwasserbereitstellung
I2: Niederschläge
I3: Infiltration-Grauwasserableitung
I4: Infiltration-Brauchwasserableitung
I5: Infiltration-Schwarzwasserableitung
I6: Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung
F2: Abwassereintritt Grauwasserkanal
F3: Klärschlammmenge-GW-Behandlung
F4: Brauchwassernutzung für die Toilettenspülung
F5: Speisereste
F6: Abwassereintritt Schwarzwasserkanal
F7: Klärschlammmenge (GW, SW) insgesamt
F8: Prozesswasser
F9: Niederschlagseintritt Regenwasserkanal
F10: Brauchwassernutzung zur Bewässerung
F11: Brauchwassernutzung zum Anmischen

O1: Exfiltration-Trinkwasserleitung
O2: Trinkwasserverluste
O3: Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)
O4: Exfiltration-Grauwasserableitung
O5: Exfiltration-Brauchwasserableitung
O6: Brauchwasserüberschuss
O7: Einleitung behandeltes Schwarzwasser
O8: Exfiltration-Schwarzwasserableitung
O9: Regenwassereinleitung
O10: Exfiltration-Regenwasserableitung

Abbildung 41: Wasserbilanzen (m^3/a) für das Trockensystem in Hamburg

I1: Trinkwasserbereitstellung

I2: Niederschläge

I3: Infiltration-Grauwasserableitung

I4: Infiltration-Brauchwasserableitung

I5: Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung

F2: Abwassereintritt Grauwasserkanal

F3: Brauchwassernutzung

F4: Niederschlagseintritt Regenwasserkanal

F5: Klärschlammmenge-GW-Behandlung

F6: Fäkalien

F7: Speisereste

O1: Exfiltration-Trinkwasserleitung

O2: Trinkwasserverluste

O3: Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)

O4: Exfiltration-Grauwasserableitung

O5: Exfiltration-Brauchwasserableitung

O6: Brauchwasserüberschuss

O7: Regenwassereinleitung

O8: Exfiltration-Regenwasserableitung

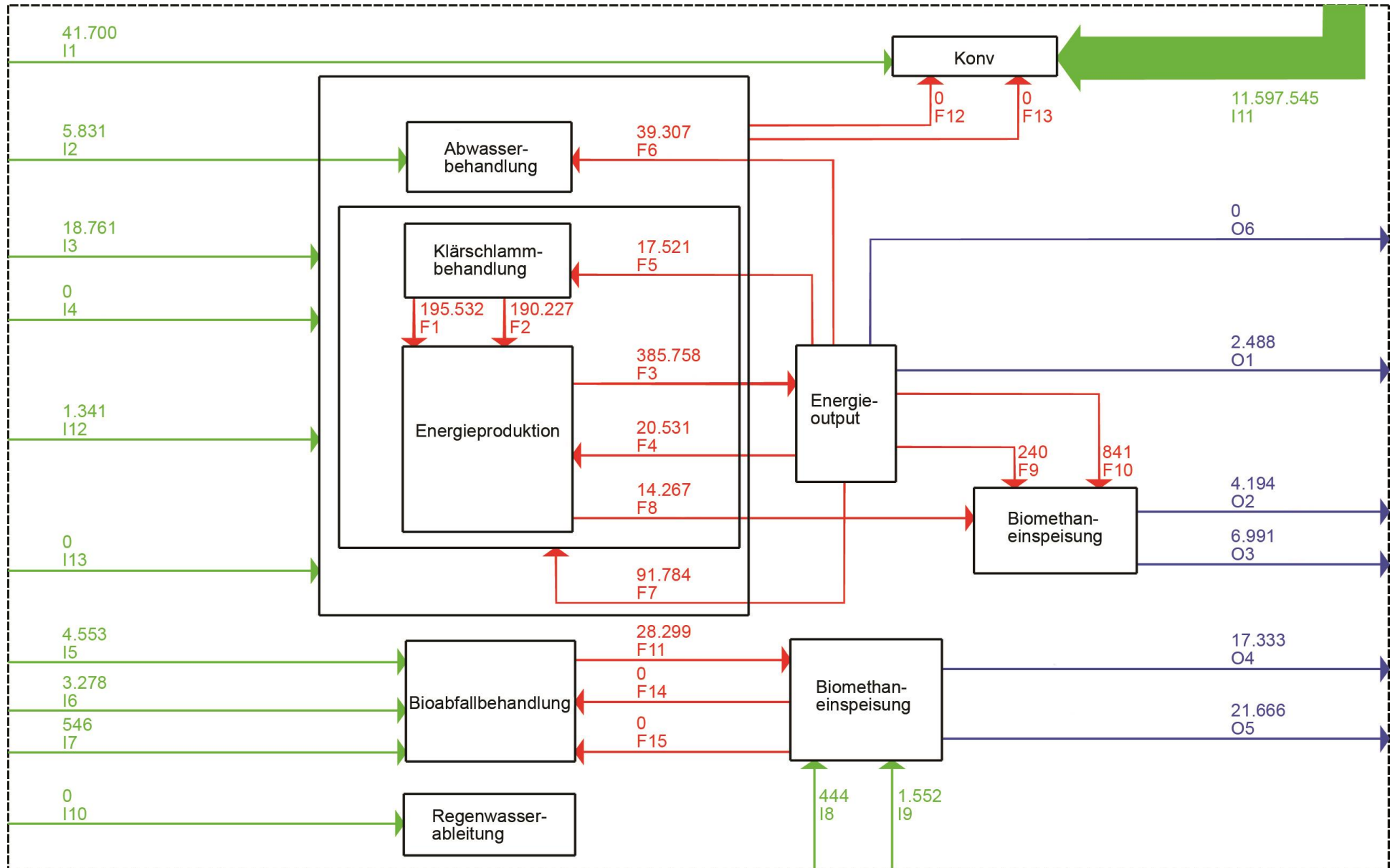


Abbildung 42: Energiebilanzen (MWh/a) für das konventionelle System (Konv) in Hamburg

I1: Strombedarf-Trinkwasserbereitstellung
 I2: Strombedarf-Abwasserableitung
 I3: Strombedarf-Abwasser- und Klärschlammbehandlung (extern)
 I4: Zugabe anderer Energiequellen (Heizöl)
 I5: Strombedarf-Vergärung und Kompostierung (Abfallbehandlung)
 I6: Wärmebedarf-Vergärung und Kompostierung (Abfallbehandlung)
 I7: Zugabe anderer Energiequellen (Diesel) (Abfallbehandlung)
 I8: Strombedarf-Biogasaufbereitung (Abfallbehandlung)
 I9: Wärmebedarf-Biogasaufbereitung (Abfallbehandlung)
 I10: Strombedarf-Regenwasserableitung
 I11: Energiebedarf-Warmwasser und Heizung (extern)
 I12: Energiebedarf-Aufbereitung und Transport der Co-Substrate
 I13: Strombedarf-Wärmerückgewinnung aus Abwasser

F1: Energiegehalt der Klärschlämme (Verbrennung)
 F2: Energiegehalt des Faulgases
 F3: Energie-Klärschlämme und Faulgas
 F4: Energieproduktion-Verbrennung
 F5: Strombedarf-Klärschlammbehandlung (intern)
 F6: Strombedarf-Abwasserbehandlung (intern)
 F7: Wärmebedarf (intern)
 F8: Energiegehalt-Biogas, das zu Biomethan aufbereitet wird
 F9: Strombedarf-Biogasaufbereitung
 F10: Wärmebedarf-Biogasaufbereitung
 F11: Produzierte Energiemenge (Abfallbehandlung)
 F12: WRG aus Abwasser ohne Wärmepumpe
 F13: WRG aus Abwasser mit Wärmepumpe
 F14: Strombedarf (intern) (Abfallbehandlung)
 F15: Wärmebedarf (intern) (Abfallbehandlung)

O1: Wärmeabgabe/-output
 O2: Virtuelle Stromerzeugung aus Biomethan
 O3: Virtuelle Wärmerzeugung aus Biomethan
 O4: Stromabgabe/-output (Abfallbehandlung)
 O5: Wärmeabgabe/-output (Abfallbehandlung)
 O6: Stromabgabe/-output

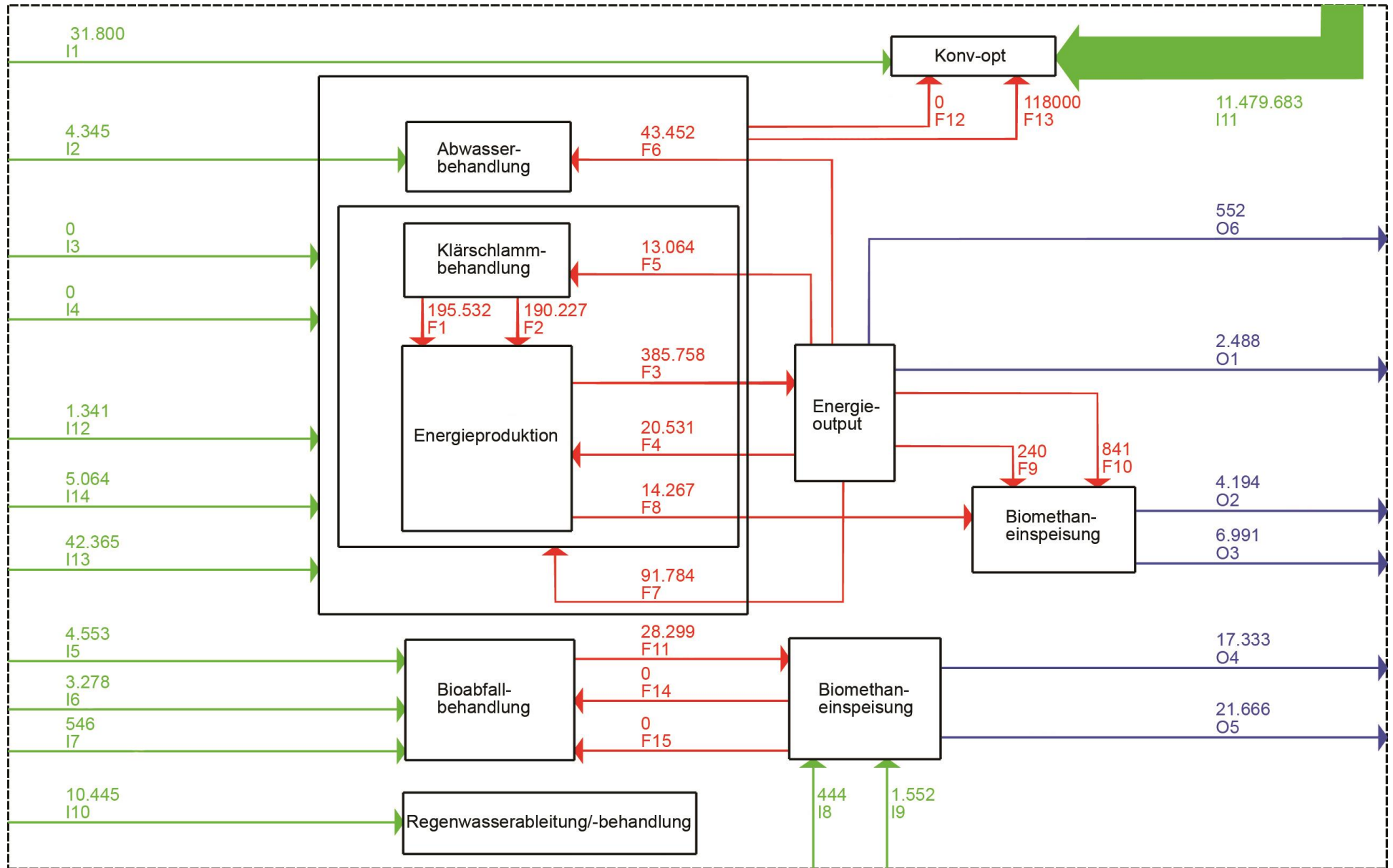


Abbildung 43: Energiebilanzen (MWh/a) für das konventionell-optimierte System (Konv-opt) in Hamburg

I1: Strombedarf-Trinkwasserbereitstellung
 I2: Strombedarf-Abwasserableitung
 I3: Strombedarf-Abwasser- und Klärschlammbehandlung (extern)
 I4: Zugabe anderer Energiequellen (Heizöl)
 I5: Strombedarf-Vergärung und Kompostierung (Abfallbehandlung)
 I6: Wärmebedarf-Vergärung und Kompostierung (Abfallbehandlung)
 I7: Zugabe anderer Energiequellen (Diesel) (Abfallbehandlung)
 I8: Strombedarf-Biogasaufbereitung (Abfallbehandlung)
 I9: Wärmebedarf-Biogasaufbereitung (Abfallbehandlung)
 I10: Strombedarf-Regenwasserableitung/-behandlung
 I11: Energiebedarf-Warmwasser und Heizung (extern)
 I12: Energiebedarf-Aufbereitung und Transport der Co-Substrate
 I13: Strombedarf-Wärmerückgewinnung aus Abwasser
 I14: Strombedarf-Phosphorrückgewinnung

F1: Energiegehalt der Klärschlämme (Verbrennung)
 F2: Energiegehalt des Faulgases
 F3: Energie-Klärschlämme und Faulgas
 F4: Energieproduktion-Verbrennung
 F5: Strombedarf-Klärschlammbehandlung (intern)
 F6: Strombedarf-Abwasserbehandlung (intern)
 F7: Wärmebedarf (intern)
 F8: Energiegehalt-Biogas, das zu Biomethan aufbereitet wird
 F9: Strombedarf-Biogasaufbereitung
 F10: Wärmebedarf-Biogasaufbereitung
 F11: Produzierte Energiemenge (Abfallbehandlung)
 F12: WRG aus Abwasser ohne Wärmepumpe
 F13: WRG aus Abwasser mit Wärmepumpe
 F14: Strombedarf (intern) (Abfallbehandlung)
 F15: Wärmebedarf (intern) (Abfallbehandlung)

O1: Wärmeabgabe/-output
 O2: Virtuelle Stromerzeugung aus Biomethan
 O3: Virtuelle Wärmerzeugung aus Biomethan
 O4: Stromabgabe/-output (Abfallbehandlung)
 O5: Wärmeabgabe/-output (Abfallbehandlung)
 O6: Stromabgabe/-output

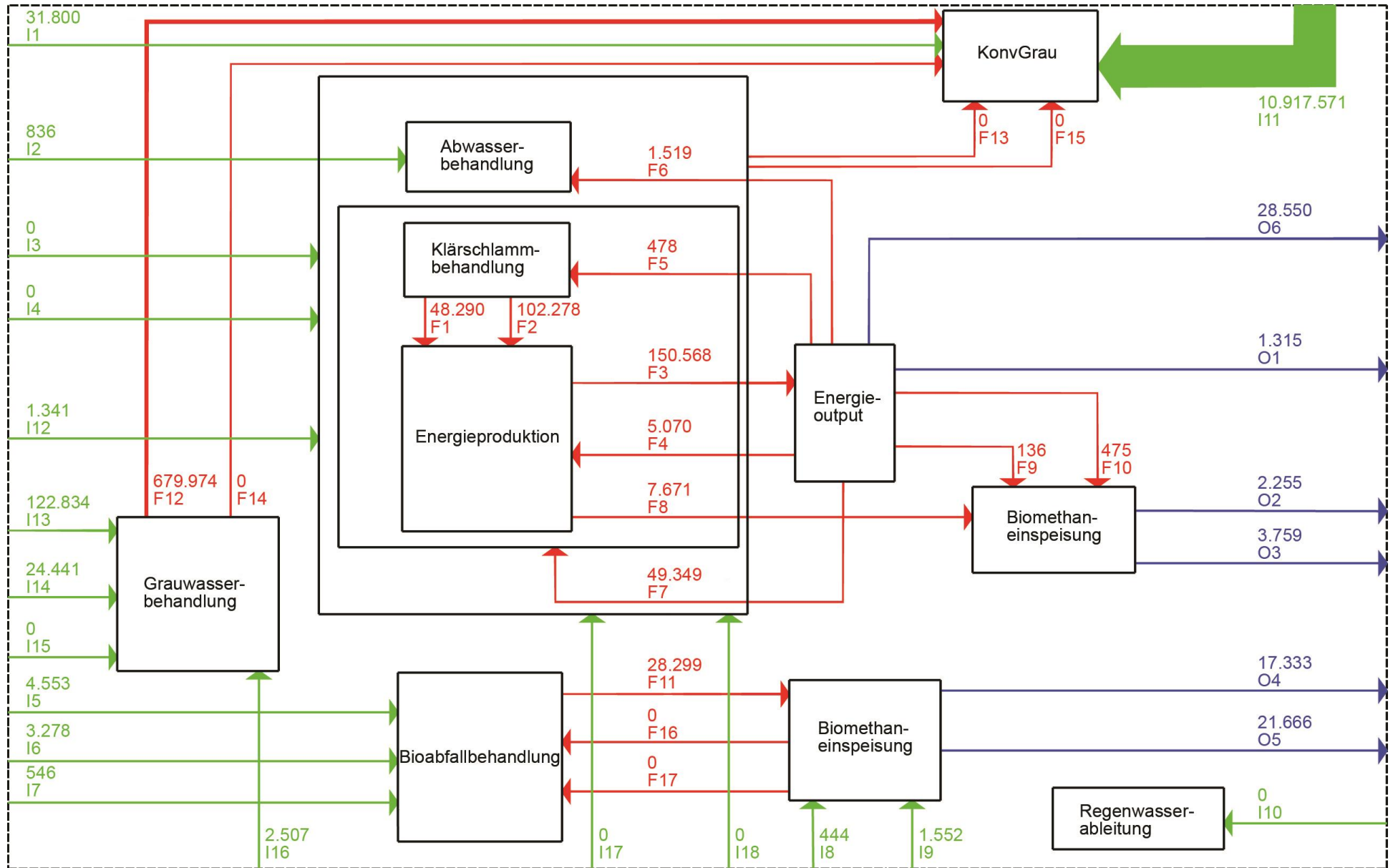


Abbildung 44: Energiebilanzen (MWh/a) für das System KonvGrau in Hamburg

I1: Strombedarf-Trinkwasserbereitstellung	F1: Energiegehalt der Klärschlämme (Verbrennung)	O1: Wärmeabgabe/-output
I2: Strombedarf-Schwarzwasserableitung	F2: Energiegehalt des Faulgases	O2: Virtuelle Stromerzeugung aus Biomethan
I3: Strombedarf-Schwarzwasserbehandlung (extern)	F3: Energie-Klärschlämme und Faulgas	O3: Virtuelle Wärmerzeugung aus Biomethan
I4: Zugabe anderer Energiequellen (Heizöl)	F4: Energieproduktion-Verbrennung	O4: Stromabgabe/-output (Abfallbehandlung)
I5: Strombedarf-Vergärung und Kompostierung (Abfallbehandlung)	F5: Strombedarf-Klärschlammbehandlung (intern)	O5: Wärmeabgabe/-output (Abfallbehandlung)
I6: Wärmebedarf-Vergärung und Kompostierung (Abfallbehandlung)	F6: Strombedarf-Schwarzwasserbehandlung (intern)	O6: Stromabgabe/-output
I7: Zugabe anderer Energiequellen (Diesel) (Abfallbehandlung)	F7: Wärmebedarf (intern)	
I8: Strombedarf-Biogasaufbereitung (Abfallbehandlung)	F8: Energiegehalt-Biogas, das zu Biomethan aufbereitet wird	
I9: Wärmebedarf-Biogasaufbereitung (Abfallbehandlung)	F9: Strombedarf-Biogasaufbereitung	
I10: Strombedarf-Regenwasserableitung	F10: Wärmebedarf-Biogasaufbereitung	
I11: Energiebedarf-Warmwasser und Heizung (extern)	F11: Produzierte Energiemenge (Abfallbehandlung)	
I12: Energiebedarf-Aufbereitung und Transport der Co-Substrate	F12: WRG aus Grauwasser mit Wärmepumpe	
I13: Strombedarf-Grauwasserbehandlung	F13: WRG aus Schwarzwasser ohne Wärmepumpe	
I14: Strombedarf-WRG aus GW mit Wärmepumpe	F14: WRG aus Grauwasser ohne Wärmepumpe	
I15: Strombedarf-WRG aus GW ohne Wärmepumpe	F15: WRG aus Schwarzwasser mit Wärmepumpe	
I16: Strombedarf-Grauwasserableitung	F16: Strombedarf (intern) (Abfallbehandlung)	
I17: Strombedarf WRG aus SW mit Wärmepumpe	F17: Wärmebedarf (intern) (Abfallbehandlung)	
I18: Strombedarf WRG aus SW ohne Wärmepumpe		

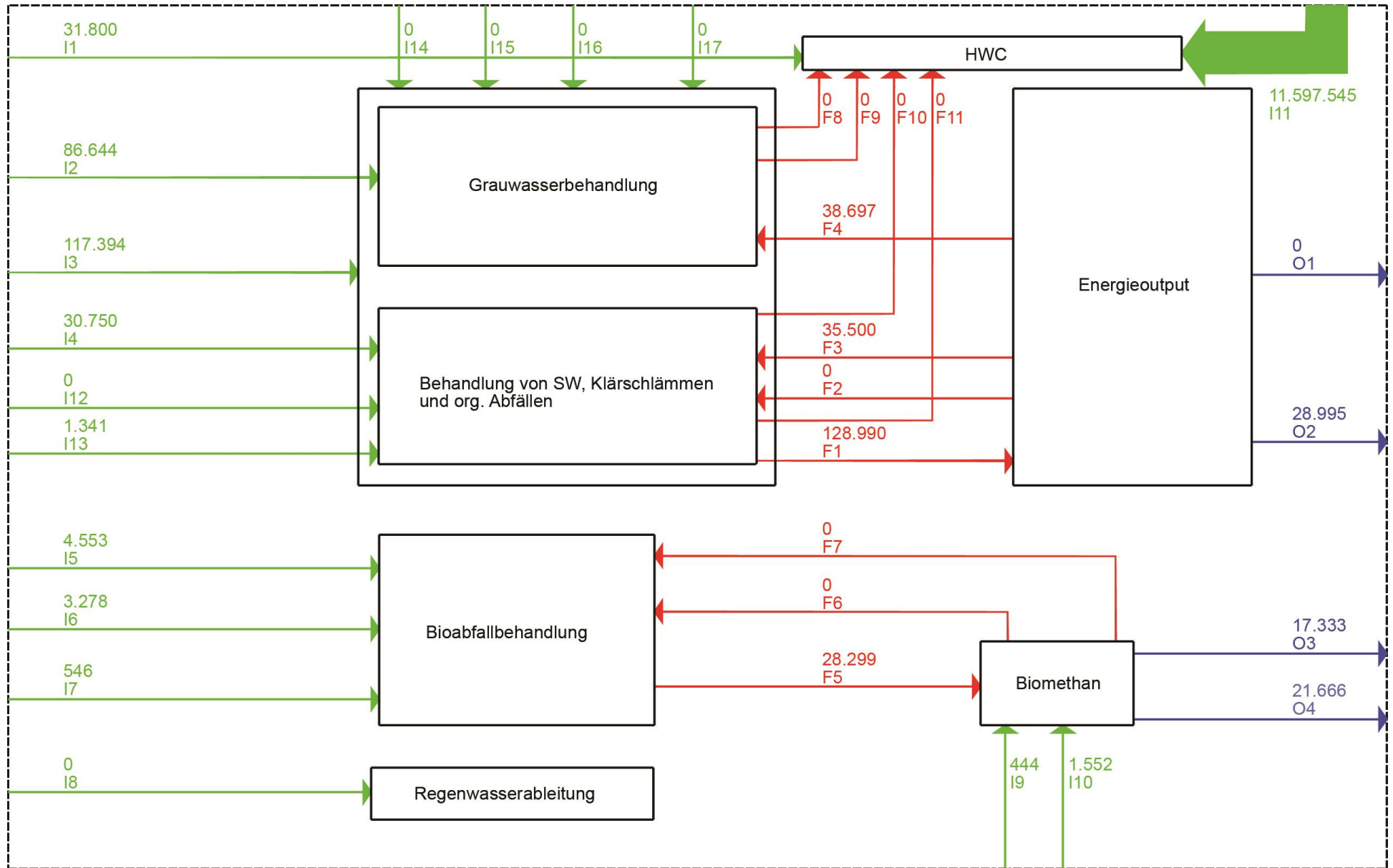


Abbildung 45: Energiebilanzen (MWh/a) für das System HWC in Hamburg

I1: Strombedarf-Trinkwasserbereitstellung
 I2: Strombedarf-Grauwasserbehandlung
 I3: Strombedarf-Abwassermodul (extern)
 I4: Strombedarf-Schwarzwasserbehandlung (extern)
 I5: Strombedarf-Vergärung und Kompostierung (Abfallbehandlung)
 I6: Wärmebedarf-Vergärung und Kompostierung (Abfallbehandlung)
 I7: Zugabe anderer Energiequellen (Diesel) (Abfallbehandlung)
 I8: Strombedarf-Regenwasserableitung
 I9: Strombedarf-Biogasaufbereitung (Abfallbehandlung)
 I10: Wärmebedarf-Biogasaufbereitung (Abfallbehandlung)
 I11: Energiebedarf-Warmwasser und Heizung (extern)
 I12: Zugabe anderer Energiequellen (Heizöl)
 I13: Energiebedarf-Aufbereitung und Transport der Co-Substrate
 I14: Strombedarf-WRG aus GW ohne Wärmepumpe
 I15: Strombedarf-WRG aus GW mit Wärmepumpe
 I16: Strombedarf WRG aus SW ohne Wärmepumpe
 I17: Strombedarf WRG aus SW mit Wärmepumpe

F1: Energiegehalt des Faulgases
 F2: Strombedarf-Schwarzwassermodul (intern)
 F3: Wärmebedarf (intern)
 F4: Strombedarf-Grauwasserbehandlung (intern)
 F5: Produzierte Energiemenge (Abfallbehandlung)
 F6: Strombedarf (intern) (Abfallbehandlung)
 F7: Wärmebedarf (intern) (Abfallbehandlung)
 F8: WRG aus Grauwasser ohne Wärmepumpe
 F9: WRG aus Grauwasser mit Wärmepumpe
 F10: WRG aus Schwarzwasser ohne Wärmepumpe
 F11: WRG aus Schwarzwasser mit Wärmepumpe

O1: Stromüberschuss/-output
 O2: Wärmeüberschuss/-output
 O3: Stromabgabe/-output (Abfallbehandlung)
 O4: Wärmeabgabe/-output (Abfallbehandlung)

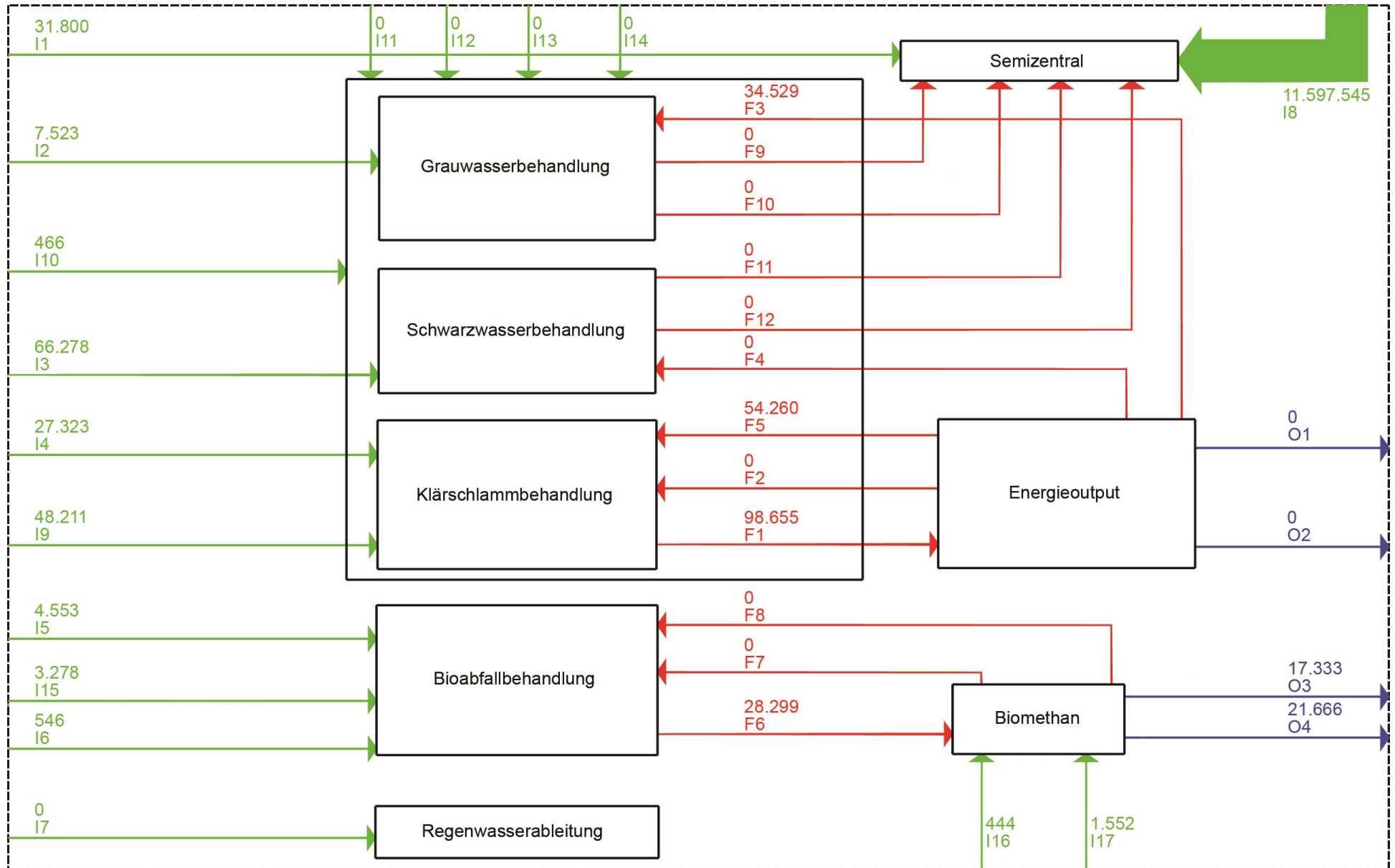


Abbildung 46: Energiebilanzen (MWh/a) für das System Semizentral in Hamburg

I1: Strombedarf-Trinkwasserbereitstellung
 I2: Strombedarf-Grauwasserbehandlung (extern)
 I3: Strombedarf-Schwarzwasserbehandlung (extern)
 I4: Strombedarf-Klärschlammbehandlung (extern)
 I5: Strombedarf-Vergärung und Kompostierung (Abfallbehandlung)
 I6: Zugabe anderer Energiequellen (Diesel) (Abfallbehandlung)
 I7: Strombedarf-Regenwasserableitung
 I8: Energiebedarf-Warmwasser und Heizung (extern)
 I9: Wärmebedarf-Klärschlammbehandlung (extern)
 I10: Energiebedarf-Aufbereitung und Transport der Co-Substrate
 I11: Strombedarf-WRG aus GW ohne Wärmepumpe
 I12: Strombedarf-WRG aus SW ohne Wärmepumpe
 I13: Strombedarf-WRG aus GW mit Wärmepumpe
 I14: Strombedarf-WRG aus SW mit Wärmepumpe
 I15: Wärmebedarf-Vergärung und Kompostierung (Abfallbehandlung)
 I16: Strombedarf-Biogasaufbereitung (Abfallbehandlung)
 I17: Wärmebedarf-Biogasaufbereitung (Abfallbehandlung)

F1: Energiegehalt des Faulgases
 F2: Strombedarf-Klärschlammbehandlung (intern)
 F3: Strombedarf-Grauwasserbehandlung (intern)
 F4: Strombedarf-Schwarzwasserbehandlung (intern)
 F5: Wärmebedarf-Klärschlammbehandlung (intern)
 F6: Produzierte Energiemenge (Abfallbehandlung)
 F7: Strombedarf (intern) (Abfallbehandlung)
 F8: Wärmebedarf (intern) (Abfallbehandlung)
 F9: WRG aus GW ohne Wärmepumpe
 F10: WRG aus GW mit Wärmepumpe
 F11: WRG aus SW ohne Wärmepumpe
 F12: WRG aus SW mit Wärmepumpe

O1: Stromüberschuss/-output
 O2: Wärmeüberschuss/-output
 O3: Stromabgabe/-output (Abfallbehandlung)
 O4: Wärmeabgabe/-output (Abfallbehandlung)

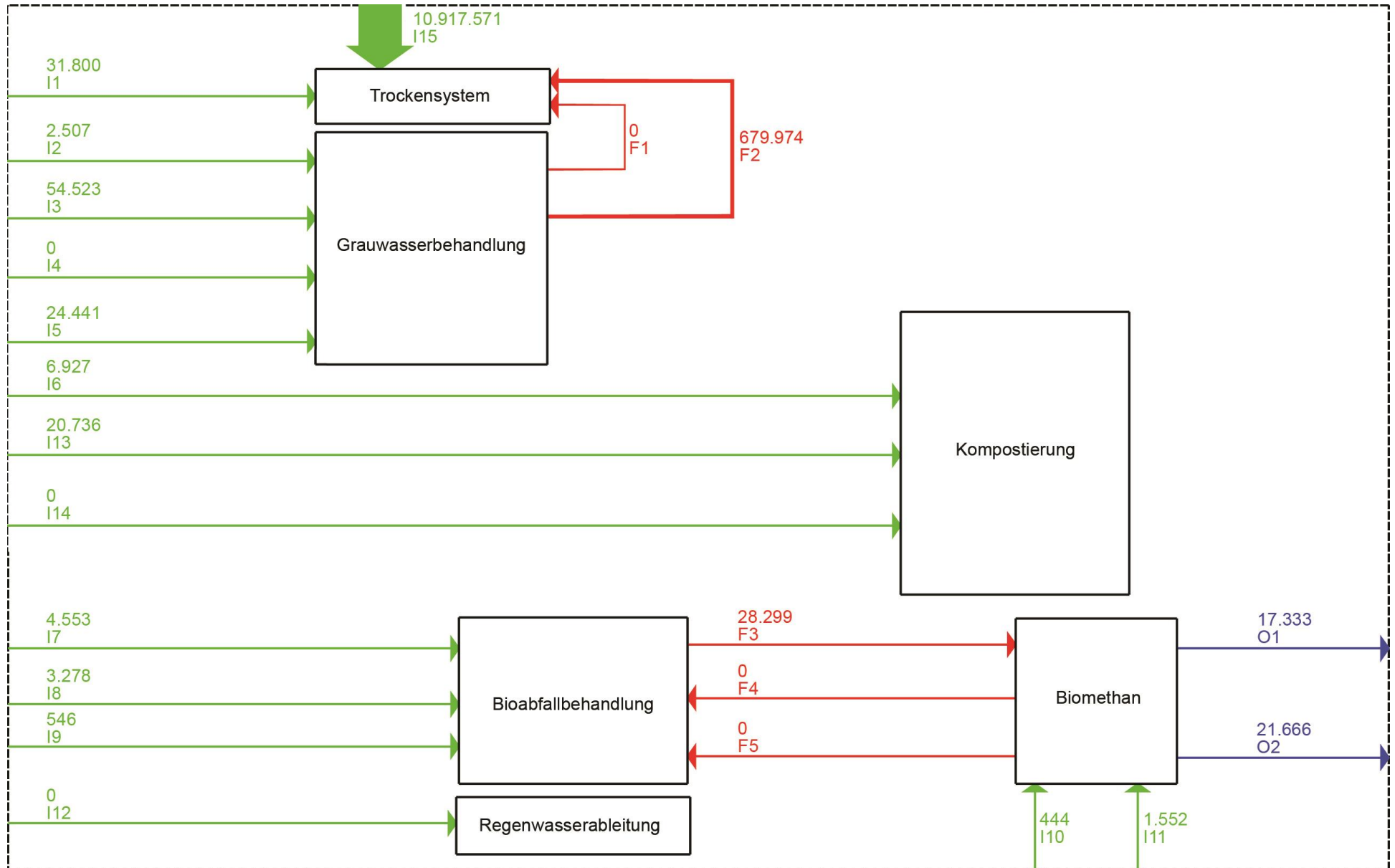


Abbildung 47: Energiebilanzen (MWh/a) für das Trockensystem in Hamburg

I1: Strombedarf-Trinkwasserbereitstellung	F1: WRG aus GW ohne Wärmepumpe	O1: Stromabgabe/-output (Abfallbehandlung)
I2: Strombedarf-Grauwasserableitung	F2: WRG aus GW mit Wärmepumpe	O2: Wärmeabgabe/-output (Abfallbehandlung)
I3: Strombedarf-Grauwasserbehandlung	F3: Produzierte Energiemenge (Abfallbehandlung)	
I4: Strombedarf-WRG aus GW ohne Wärmepumpe	F4: Strombedarf (intern) (Abfallbehandlung)	
I5: Strombedarf-WRG aus GW mit Wärmepumpe	F5: Wärmebedarf (intern) (Abfallbehandlung)	
I6: Energie zum Transport von Fäkalien, GW-Klärschlamm und Co-Substraten		
I7: Strombedarf-Vergärung und Kompostierung (Abfallbehandlung)		
I8: Wärmebedarf-Vergärung und Kompostierung (Abfallbehandlung)		
I9: Zugabe anderer Energiequellen (Diesel) (Abfallbehandlung)		
I10: Strombedarf-Biogasaufbereitung (Abfallbehandlung)		
I11: Wärmebedarf-Biogasaufbereitung (Abfallbehandlung)		
I12: Strombedarf-Regenwasserableitung		
I13: Strombedarf-Kompostierung		
I14: Wärmebedarf-Kompostierung		
I15: Energiebedarf-Warmwasser und Heizung (extern)		

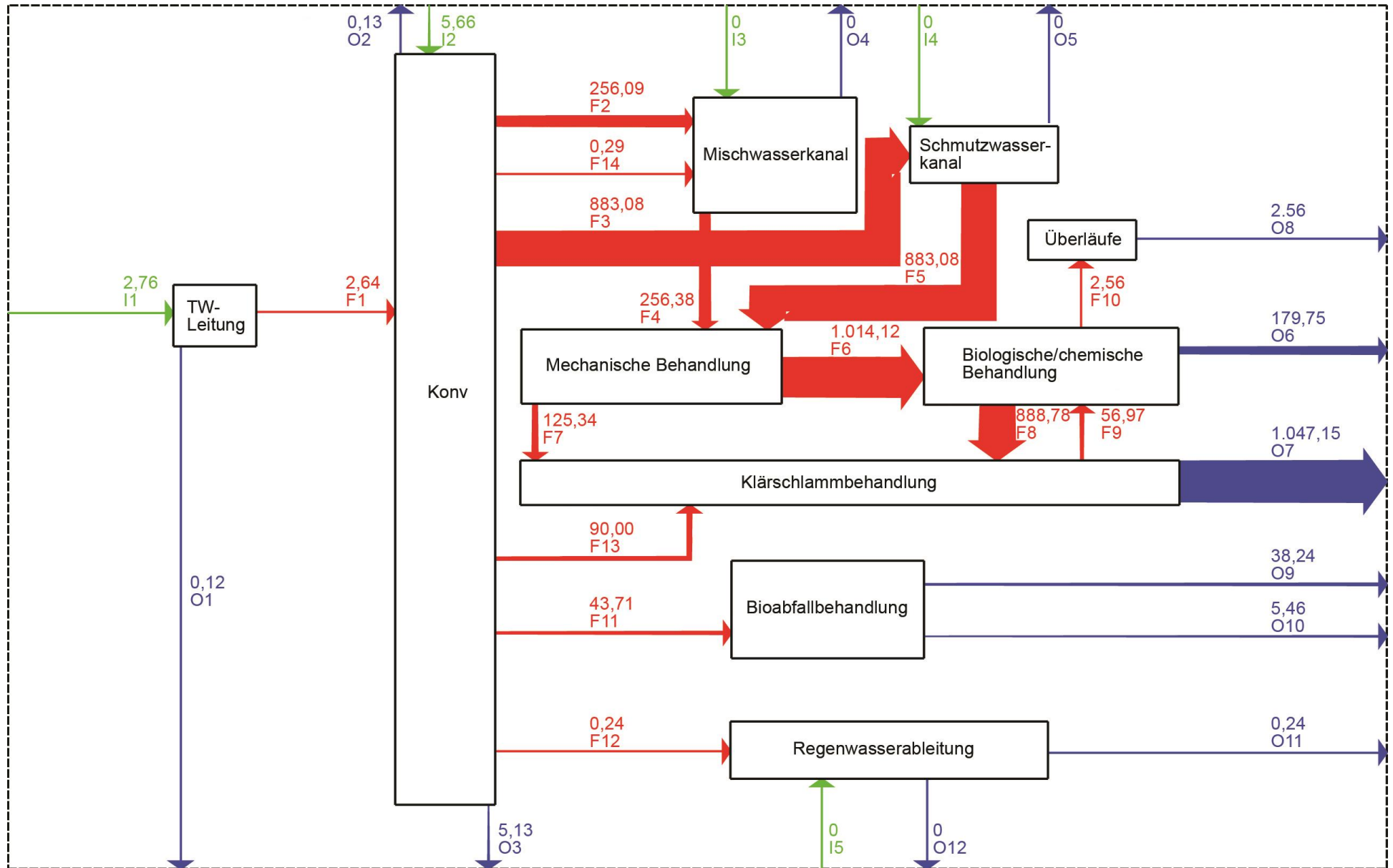


Abbildung 48: Phosphorbilanzen (t/a) für das konventionelle System (Konv) in Hamburg

I1: Phosphor-Trinkwasserbereitstellung

I2: Phosphor-Niederschläge

I3: Phosphor-Infiltration-Mischwasserableitung

I4: Phosphor-Infiltration-Schmutzwasserableitung

I5: Phosphor-Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Phosphor-Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung

F2: Phosphor-Abwassereintritt Mischwasserkanal

F3: Phosphor-Abwassereintritt Schmutzwasserkanal

F4: Phosphor im Zulauf der Kläranlage aus Mischwasserkanal

F5: Phosphor im Zulauf der Kläranlage aus Schmutzwasserkanal

F6: Phosphor nach mechanischer Reinigung

F7: Phosphor-Primärschlamm

F8: Phosphor-Überschussschlamm

F9: Phosphor-Prozesswasser

F10: Phosphor-Abwassereintritt-Überläufe

F11: Phosphor-Organische Abfälle (Abfallbehandlung)

F12: Phosphor-Niederschlagseintritt Regenwasserkanal

F13: Phosphor-Co-Substrate

F14: Phosphor-Niederschlagseintritt Mischwasserkanal

O1: Phosphor-Exfiltration-Trinkwasserleitung

O2: Phosphor-Trinkwasserverluste

O3: Phosphor- Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)

O4: Phosphor-Exfiltration-Mischwasserableitung

O5: Phosphor-Exfiltration-Schmutzwasserableitung

O6: Phosphor-Einleitung behandeltes Abwasser

O7: Phosphor-Reststoffe

O8: Phosphor-Einleitung aus Überläufen

O9: Phosphor-Kompost

O10: Phosphor-Verluste (Abfallbehandlung)

O11: Phosphor-Regenwassereinleitung

O12: Phosphor-Exfiltration-Regenwasserableitung

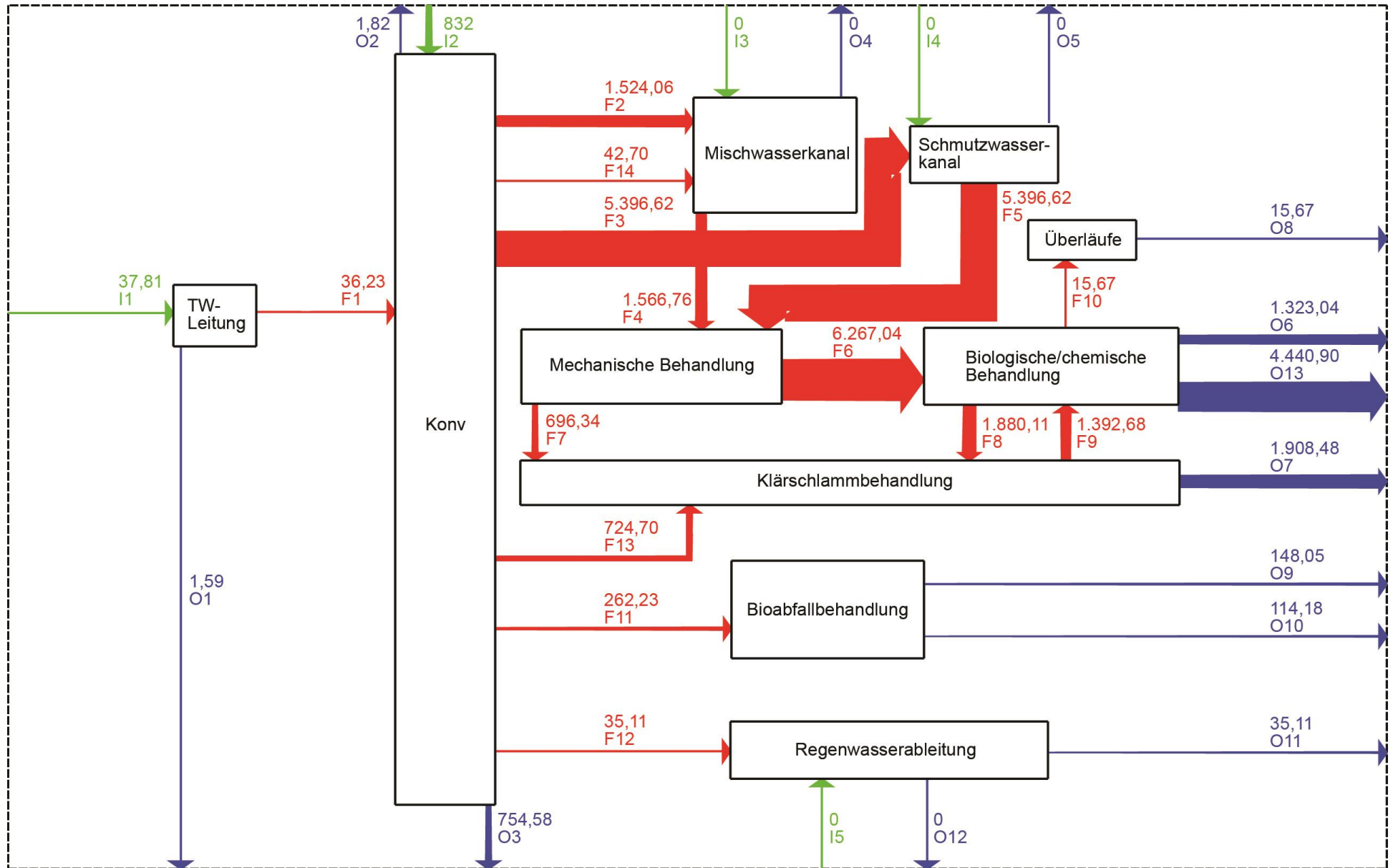


Abbildung 49: Stickstoffbilanzen (t/a) für das konventionelle System (Konv) in Hamburg

I1: Stickstoff-Trinkwasserbereitstellung

I2: Stickstoff-Niederschläge

I3: Stickstoff-Infiltration-Mischwasserableitung

I4: Stickstoff-Infiltration-Schmutzwasserableitung

I5: Stickstoff-Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Stickstoff-Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung

F2: Stickstoff-Abwassereintritt Mischwasserkanal

F3: Stickstoff-Abwassereintritt Schmutzwasserkanal

F4: Stickstoff im Zulauf der Kläranlage aus Mischwasserkanal

F5: Stickstoff im Zulauf der Kläranlage aus Schmutzwasserkanal

F6: Stickstoff nach mechanischer Reinigung

F7: Stickstoff-Primärschlamm

F8: Stickstoff-Überschussschlamm

F9: Stickstoff-Prozesswasser

F10: Stickstoff-Abwassereintritt-Überläufe

F11: Stickstoff-Organische Abfälle (Abfallbehandlung)

F12: Stickstoff-Niederschlagseintritt Regenwasserkanal

F13: Stickstoff-Co-Substrate

F14: Stickstoff-Niederschlagseintritt Mischwasserkanal

O1: Stickstoff-Exfiltration-Trinkwasserleitung

O2: Stickstoff-Trinkwasserverluste

O3: Stickstoff- Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)

O4: Stickstoff-Exfiltration-Mischwasserableitung

O5: Stickstoff-Exfiltration-Schmutzwasserableitung

O6: Stickstoff-Einleitung behandeltes Abwasser

O7: Stickstoff-Verluste (Verbrennung)

O8: Stickstoff-Einleitung aus Überläufen

O9: Stickstoff-Kompost

O10: Stickstoff-Verluste (Abfallbehandlung)

O11: Stickstoff-Regenwassereinleitung

O12: Stickstoff-Exfiltration-Regenwasserableitung

O13: Stickstoff-Verluste (Abwasserbehandlung)

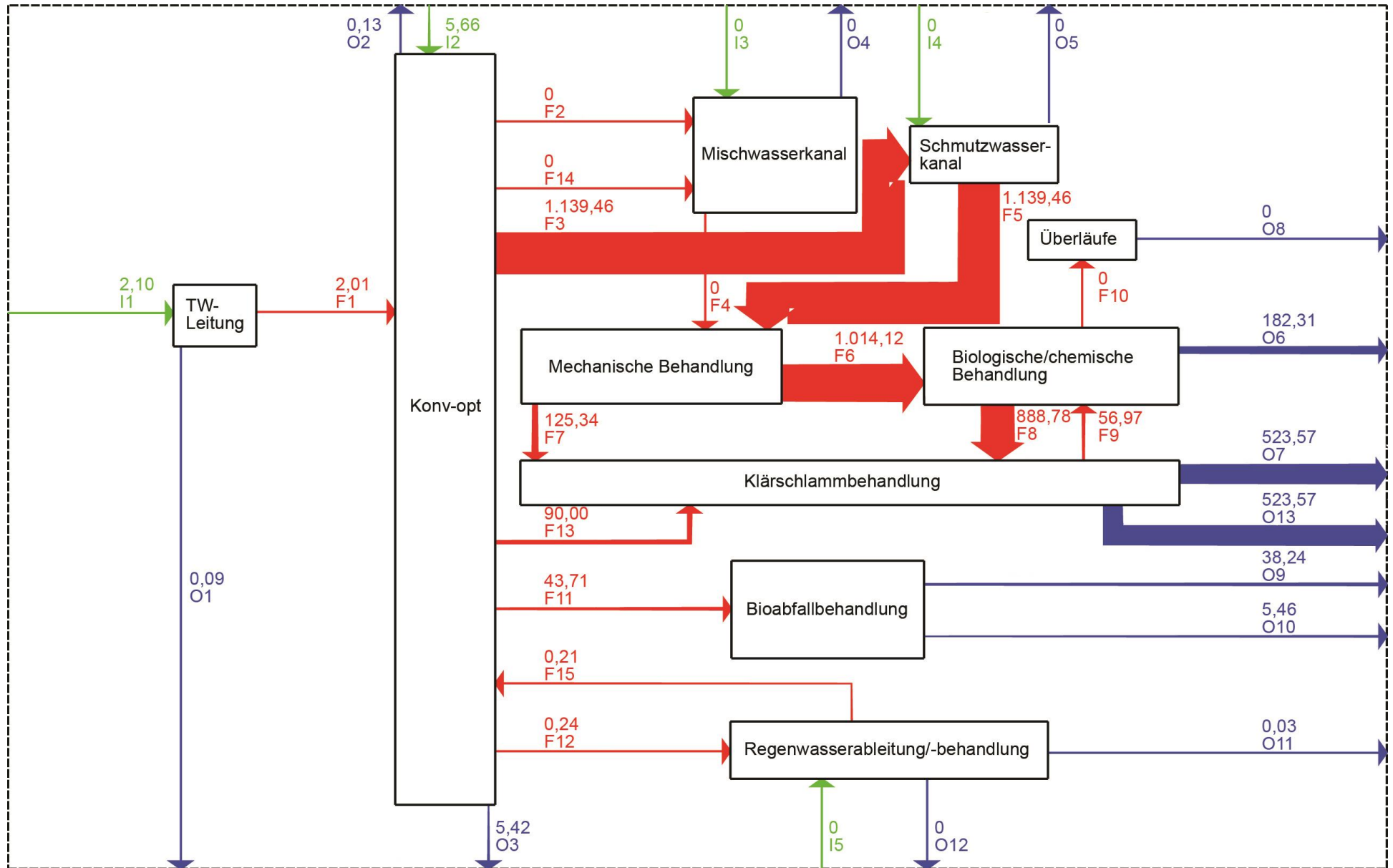


Abbildung 50: Phosphorbilanzen (t/a) für das konventionell-optimierte System (Konv-opt) in Hamburg

I1: Phosphor-Trinkwasserbereitstellung

I2: Phosphor-Niederschläge

I3: Phosphor-Infiltration-Mischwasserableitung

I4: Phosphor-Infiltration-Schmutzwasserableitung

I5: Phosphor-Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Phosphor-Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung

F2: Phosphor-Abwassereintritt Mischwasserkanal

F3: Phosphor-Abwassereintritt Schmutzwasserkanal

F4: Phosphor im Zulauf der Kläranlage aus Mischwasserkanal

F5: Phosphor im Zulauf der Kläranlage aus Schmutzwasserkanal

F6: Phosphor nach mechanischer Reinigung

F7: Phosphor-Primärschlamm

F8: Phosphor-Überschussschlamm

F9: Phosphor-Prozesswasser

F10: Phosphor-Abwassereintritt-Überläufe

F11: Phosphor-Organische Abfälle (Abfallbehandlung)

F12: Phosphor-Niederschlagseintritt Regenwasserkanal

F13: Phosphor-Co-Substrate

F14: Phosphor-Niederschlagseintritt Mischwasserkanal

F15: Phosphor-Brauchwasser

O1: Phosphor-Exfiltration-Trinkwasserleitung

O2: Phosphor-Trinkwasserverluste

O3: Phosphor- Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)

O4: Phosphor-Exfiltration-Mischwasserableitung

O5: Phosphor-Exfiltration-Schmutzwasserableitung

O6: Phosphor-Einleitung behandeltes Abwasser

O7: Phosphor-Reststoffe

O8: Phosphor-Einleitung aus Überläufen

O9: Phosphor-Kompost

O10: Phosphor-Verluste (Abfallbehandlung)

O11: Phosphor-Regenwassereinleitung

O12: Phosphor-Exfiltration-Regenwasserableitung

O13: Phosphor-Rückgewinnung

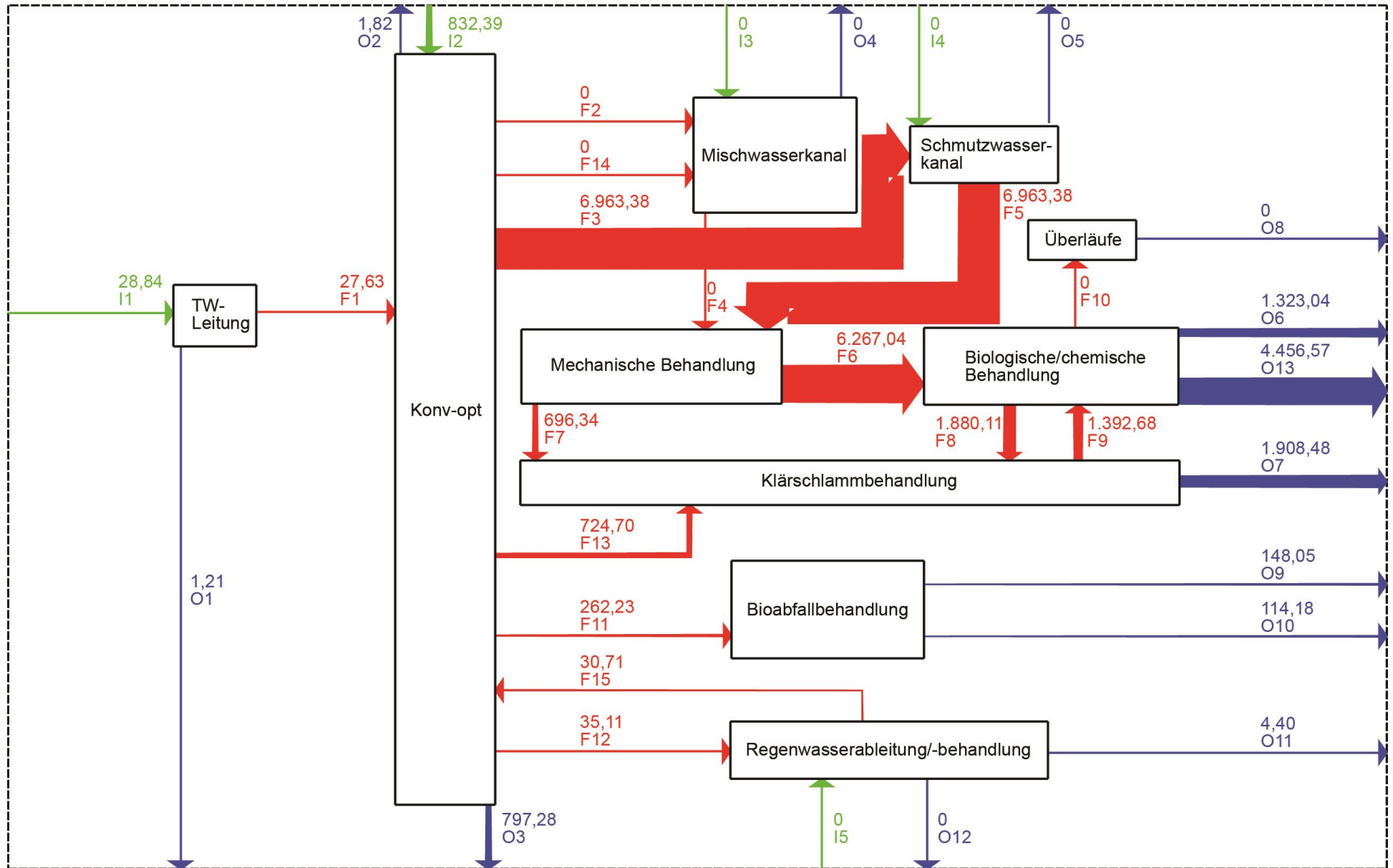


Abbildung 51: Stickstoffbilanzen (t/a) für das konventionell-optimierte System (Konv-opt) in Hamburg

I1: Stickstoff-Trinkwasserbereitstellung

I2: Stickstoff-Niederschläge

I3: Stickstoff-Infiltration-Mischwasserableitung

I4: Stickstoff-Infiltration-Schmutzwasserableitung

I5: Stickstoff-Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Stickstoff-Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung

F2: Stickstoff-Abwassereintritt Mischwasserkanal

F3: Stickstoff-Abwassereintritt Schmutzwasserkanal

F4: Stickstoff im Zulauf der Kläranlage aus Mischwasserkanal

F5: Stickstoff im Zulauf der Kläranlage aus Schmutzwasserkanal

F6: Stickstoff nach mechanischer Reinigung

F7: Stickstoff-Primärschlamm

F8: Stickstoff-Überschussschlamm

F9: Stickstoff-Prozesswasser

F10: Stickstoff-Abwassereintritt-Überläufe

F11: Stickstoff -Organische Abfälle (Abfallbehandlung)

F12: Stickstoff-Niederschlagseintritt Regenwasserkanal

F13: Stickstoff-Co-Substrate

F14: Stickstoff-Niederschlagseintritt Mischwasserkanal

F15: Stickstoff-Brauchwasser

O1: Stickstoff-Exfiltration-Trinkwasserleitung

O2: Stickstoff-Trinkwasserverluste

O3: Stickstoff-Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)

O4: Stickstoff-Exfiltration-Mischwasserableitung

O5: Stickstoff-Exfiltration-Schmutzwasserableitung

O6: Stickstoff-Einleitung behandeltes Abwasser

O7: Stickstoff-Verluste (Verbrennung)

O8: Stickstoff-Einleitung aus Überläufen

O9: Stickstoff-Kompost

O10: Stickstoff-Verluste (Abfallbehandlung)

O11: Stickstoff-Regenwassereinleitung

O12: Stickstoff-Exfiltration-Regenwasserableitung

O13: Stickstoff-Verluste (Abwasserbehandlung)

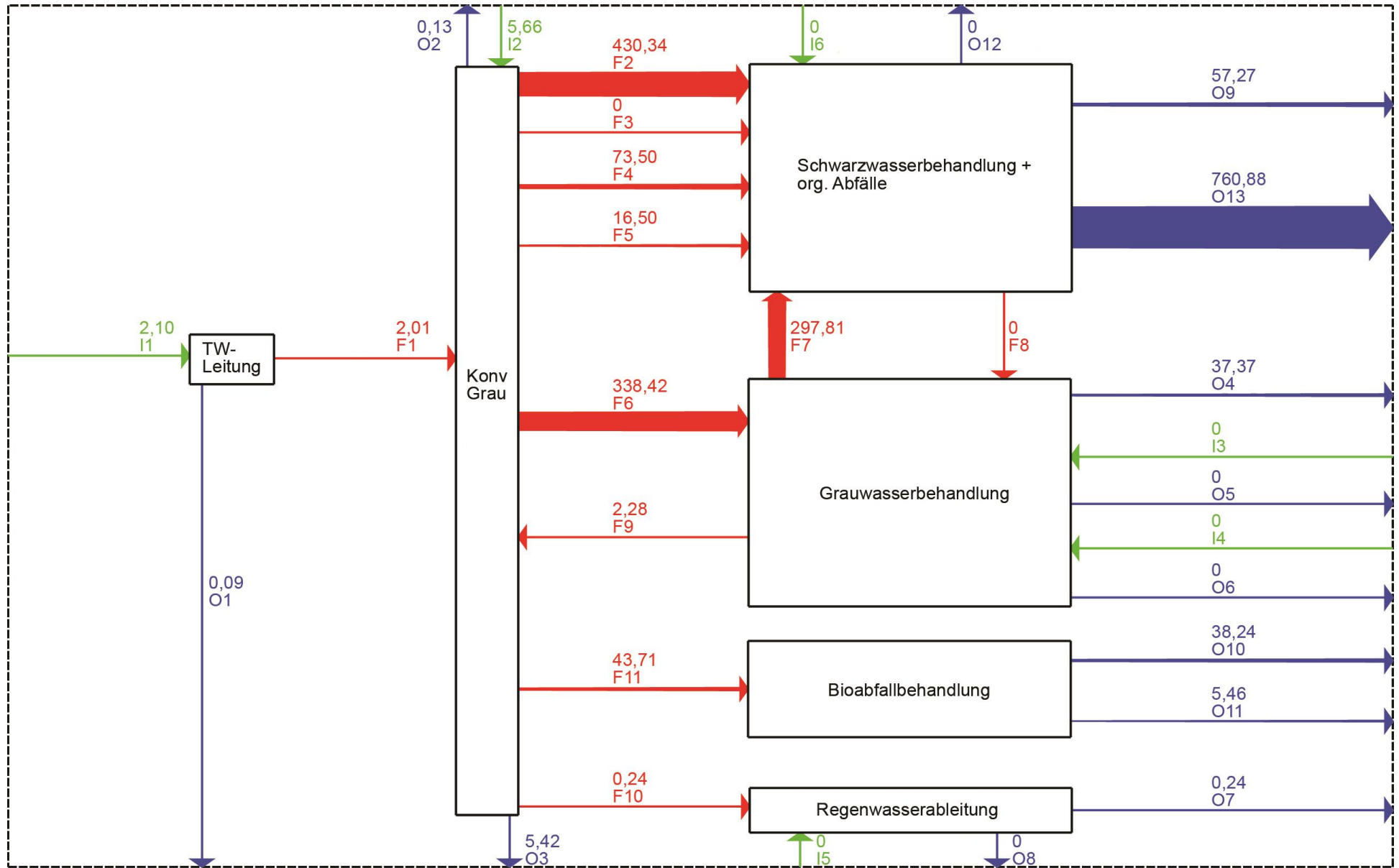


Abbildung 52: Phosphorbilanzen (t/a) für das System KonvGrau in Hamburg

I1: Phosphor-Trinkwasserbereitstellung

I2: Phosphor-Niederschläge

I3: Phosphor-Infiltration-Grauwasserableitung

I4: Phosphor-Infiltration-Brauchwasserleitung

I5: Phosphor-Infiltration-Regenwasserableitung

I6: Phosphor-Infiltration-Schwarzwasserableitung

F1: Phosphor-Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung

F2: Phosphor-Schwarzwassereintritt Schwarzwasserkanal

F3: Phosphor-Speisereste

F4: Phosphor-Rasenschnitt

F5: Phosphor-Fettwasser

F6: Phosphor-Grauwassereintritt Grauwasserkanal

F7: Phosphor-Klärschlammmenge-GW-Behandlung

F8: Phosphor-Prozesswasser

F9: Phosphor-Brauchwasser

F10: Phosphor-Niederschlagseintritt Regenwasserkanal

F11: Phosphor-Organische Abfälle (Abfallbehandlung)

O1: Phosphor-Exfiltration-Trinkwasserleitung

O2: Phosphor-Trinkwasserverluste

O3: Phosphor-Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)

O4: Phosphor-Brauchwasserüberschuss

O5: Phosphor-Exfiltration-Grauwasserableitung

O6: Phosphor-Exfiltration-Brauchwasserleitung

O7: Phosphor-Regenwassereinleitung

O8: Phosphor-Exfiltration-Regenwasserableitung

O9: Phosphor-Einleitung behandeltes Schwarzwasser

O10: Phosphor-Kompost

O11: Phosphor- Verluste (Abfallbehandlung)

O12: Phosphor-Exfiltration-Schwarzwasserableitung

O13: Phosphor-Reststoffe

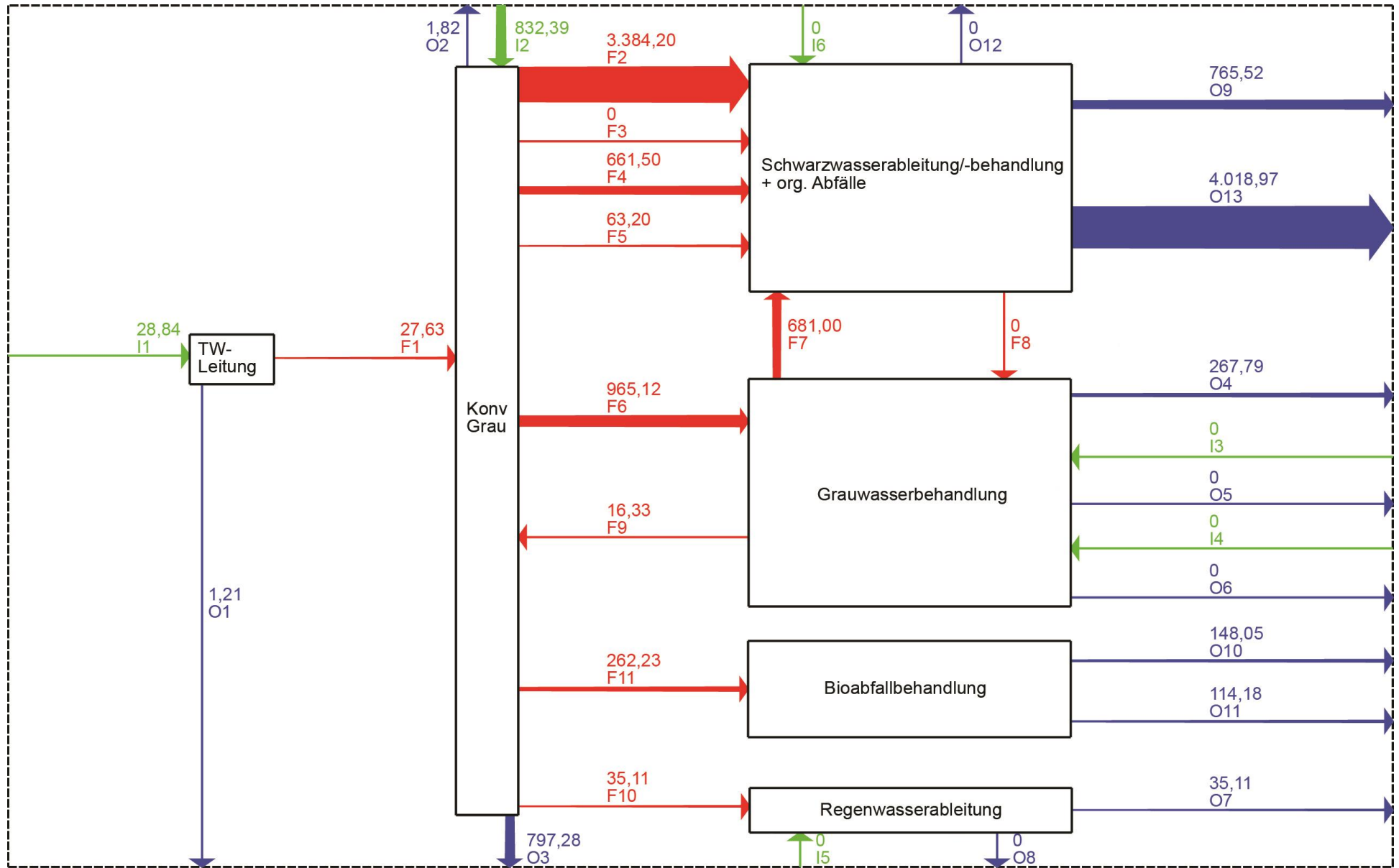


Abbildung 53: Stickstoffbilanzen (t/a) für das System KonvGrau in Hamburg

I1: Stickstoff-Trinkwasserbereitstellung

I2: Stickstoff-Niederschläge

I3: Stickstoff-Infiltration-Grauwasserableitung

I4: Stickstoff-Infiltration-Brauchwasserleitung

I5: Stickstoff-Infiltration-Regenwasserableitung

I6: Stickstoff-Infiltration-Schwarzwasserableitung

F1: Stickstoff-Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung

F2: Stickstoff-Schwarzwassereintritt Schwarzwasserkanal

F3: Stickstoff-Speisereste

F4: Stickstoff-Rasenschnitt

F5: Stickstoff-Fettwasser

F6: Stickstoff-Grauwassereintritt Grauwasserkanal

F7: Stickstoff-Klärschlammmenge-GW-Behandlung

F8: Stickstoff-Prozesswasser

F9: Stickstoff-Brauchwasser

F10: Stickstoff-Niederschlagseintritt Regenwasserkanal

F11: Stickstoff-Organische Abfälle (Abfallbehandlung)

O1: Stickstoff-Exfiltration-Trinkwasserleitung

O2: Stickstoff-Trinkwasserverluste

O3: Stickstoff-Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)

O4: Stickstoff-Brauchwasserüberschuss

O5: Stickstoff-Exfiltration-Grauwasserableitung

O6: Stickstoff-Exfiltration-Brauchwasserleitung

O7: Stickstoff-Regenwassereinleitung

O8: Stickstoff-Exfiltration-Regenwasserableitung

O9: Stickstoff-Einleitung behandeltes Schwarzwasser

O10: Stickstoff-Kompost

O11: Stickstoff- Verluste (Abfallbehandlung)

O12: Stickstoff-Exfiltration-Schwarzwasserableitung

O13: Stickstoff-Verluste

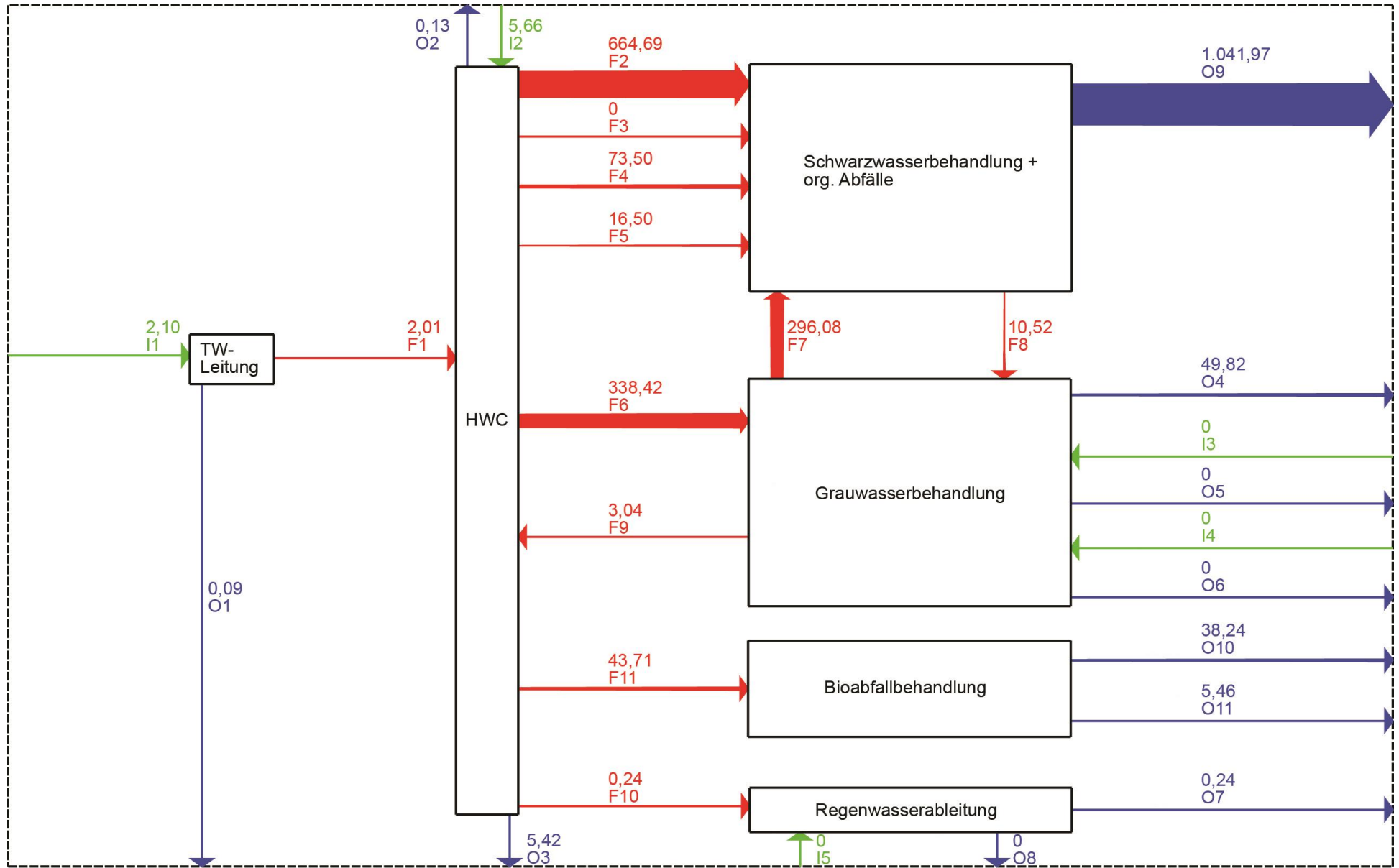


Abbildung 54: Phosphorbilanzen (t/a) für das System HWC in Hamburg

I1: Phosphor-Trinkwasserbereitstellung
I2: Phosphor-Niederschläge
I3: Phosphor-Infiltration-Grauwasserableitung
I4: Phosphor-Infiltration-Brauchwasserleitung
I5: Phosphor-Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Phosphor-Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung
F2: Phosphor-Schwarzwassereintritt Schwarzwasserkanal
F3: Phosphor-Speisereste
F4: Phosphor-Rasenschnitt
F5: Phosphor-Fettwasser
F6: Phosphor-Grauwassereintritt Grauwasserkanal
F7: Phosphor-Klärschlammmenge-GW-Behandlung
F8: Phosphor-Prozesswasser (Flüssige Phase der Gärreste)
F9: Phosphor-Brauchwasser
F10: Phosphor-Niederschlagseintritt Regenwasserkanal
F11: Phosphor-Organische Abfälle (Abfallbehandlung)

O1: Phosphor-Exfiltration-Trinkwasserleitung
O2: Phosphor-Trinkwasserverluste
O3: Phosphor-Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)
O4: Phosphor-Brauchwasserüberschuss
O5: Phosphor-Exfiltration-Grauwasserableitung
O6: Phosphor-Exfiltration-Brauchwasserleitung
O7: Phosphor-Regenwassereinleitung
O8: Phosphor-Exfiltration-Regenwasserableitung
O9: Phosphor-Feste Phase der Gärreste
O10: Phosphor-Kompost
O11: Phosphor-Verluste (Abfallbehandlung)

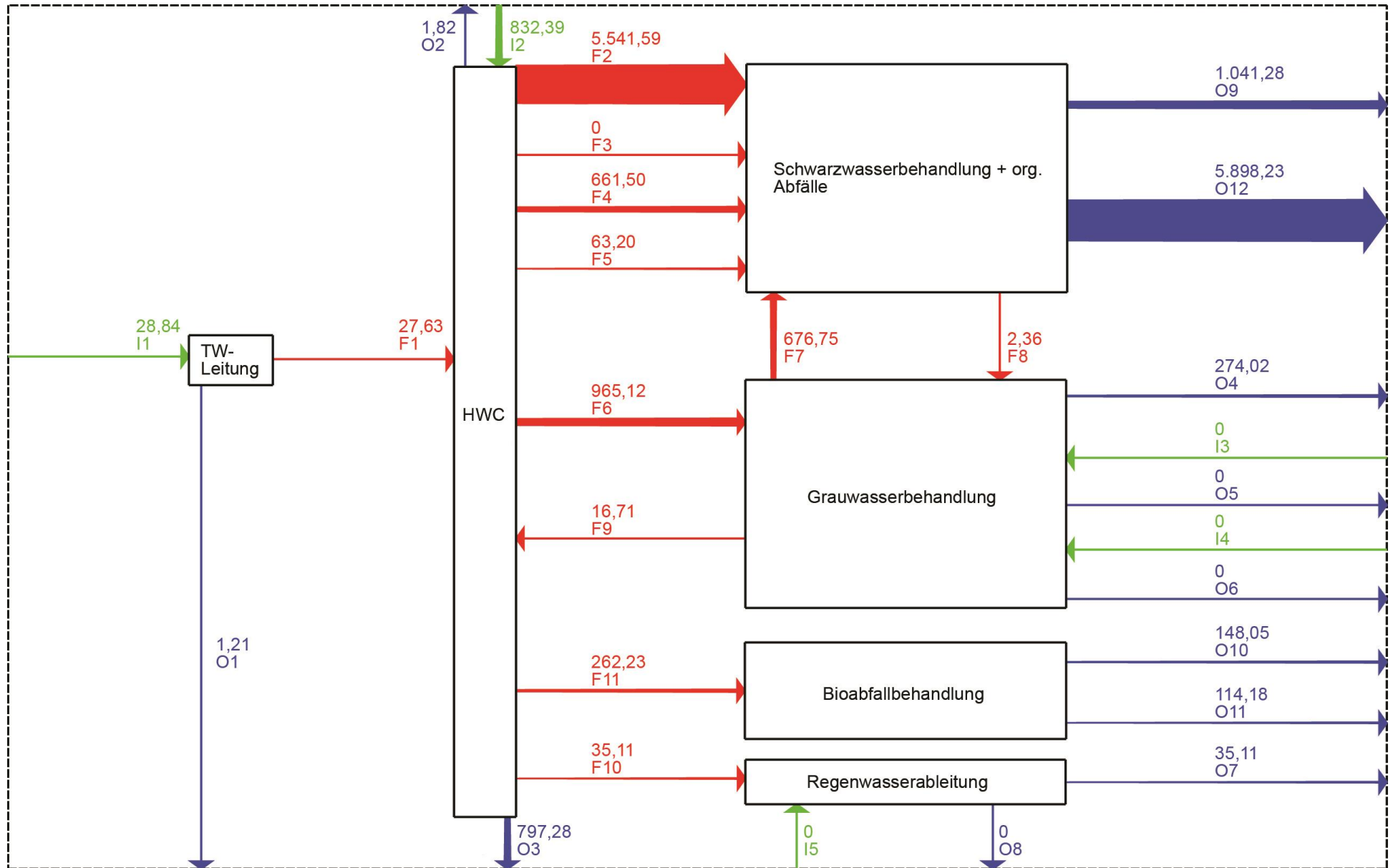


Abbildung 55: Stickstoffbilanzen (t/a) für das System HWC in Hamburg

I1: Stickstoff-Trinkwasserbereitstellung
I2: Stickstoff-Niederschläge
I3: Stickstoff-Infiltration-Grauwasserableitung
I4: Stickstoff-Infiltration-Brauchwasserleitung
I5: Stickstoff-Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Stickstoff-Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung
F2: Stickstoff-Schwarzwassereintritt Schwarzwasserkanal
F3: Stickstoff-Speisereste
F4: Stickstoff-Rasenschnitt
F5: Stickstoff-Fettwasser
F6: Stickstoff-Grauwassereintritt Grauwasserkanal
F7: Stickstoff-Klärschlammmenge-GW-Behandlung
F8: Stickstoff-Prozesswasser (Flüssige Phase der Gärreste)
F9: Stickstoff-Brauchwasser
F10: Stickstoff-Niederschlagseintritt Regenwasserkanal
F11: Stickstoff-Organische Abfälle (Abfallbehandlung)

O1: Stickstoff-Exfiltration-Trinkwasserleitung
O2: Stickstoff-Trinkwasserverluste
O3: Stickstoff-Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)
O4: Stickstoff-Brauchwasserüberschuss
O5: Stickstoff-Exfiltration-Grauwasserableitung
O6: Stickstoff-Exfiltration-Brauchwasserleitung
O7: Stickstoff-Regenwassereinleitung
O8: Stickstoff-Exfiltration-Regenwasserableitung
O9: Stickstoff-Feste Phase der Gärreste
O10: Stickstoff-Kompost
O11: Stickstoff-Verluste (Abfallbehandlung)
O12: Stickstoff-Verluste

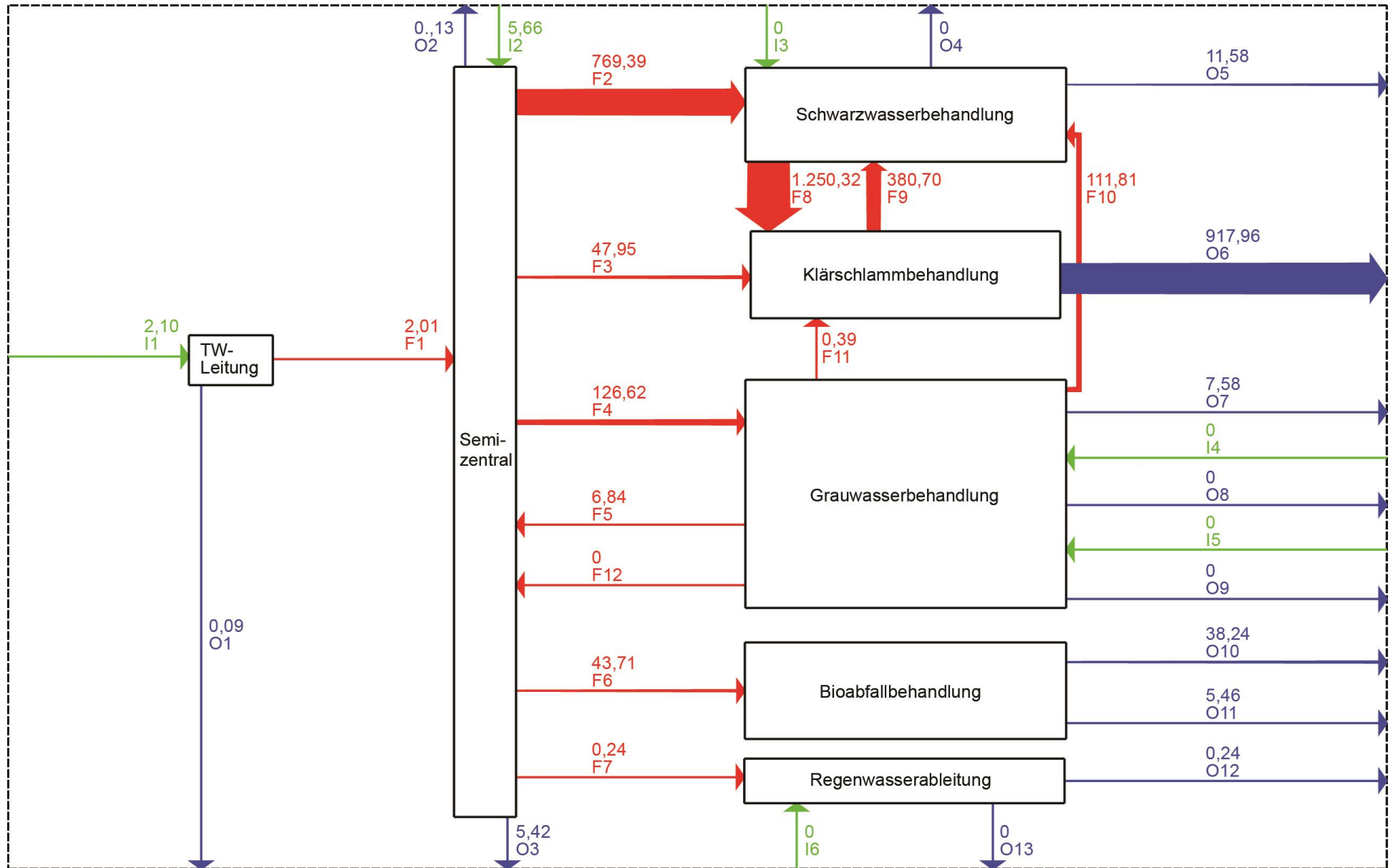


Abbildung 56: Phosphorbalancen (t/a) für das System Semizentral in Hamburg

I1: Phosphor-Trinkwasserbereitstellung

I2: Phosphor-Niederschläge

I3: Phosphor-Infiltration-Schwarzwasserableitung

I4: Phosphor-Infiltration-Grauwasserableitung

I5: Phosphor-Infiltration-Brauchwasserleitung

I6: Phosphor-Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Phosphor-Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung

F2: Phosphor-Schwarzwassereintritt Schwarzwasserkanal

F3: Phosphor-Speisereste

F4: Phosphor-Grauwassereintritt Grauwasserkanal

F5: Phosphor-Brauchwasser für die Toilettenspülung

F6: Phosphor-Organische Abfälle (Abfallbehandlung)

F7: Phosphor-Niederschlagseintritt Regenwasserkanal

F8: Phosphor-Klärschlämme (GW, SW)

F9: Phosphor-Prozesswasser

F10: Phosphor-Klärschlammmenge-GW-Behandlung

F11: Phosphor-Brauchwasser zum Anmaischen

F12: Phosphor-Brauchwasser zu Bewässerung

O1: Phosphor-Exfiltration-Trinkwasserleitung

O2: Phosphor-Trinkwasserverluste

O3: Phosphor-Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)

O4: Phosphor- Exfiltration-Schwarzwasserableitung

O5: Phosphor-Einleitung behandeltes Schwarzwasser

O6: Phosphor-Biosolids

O7: Phosphor-Brauchwasserüberschuss

O8: Phosphor-Exfiltration-Grauwasserableitung

O9: Phosphor-Exfiltration-Brauchwasserleitung

O10: Phosphor-Kompost

O11: Phosphor-Verluste (Abfallbehandlung)

O12: Phosphor-Regenwassereinleitung

O13: Phosphor-Exfiltration-Regenwasserableitung

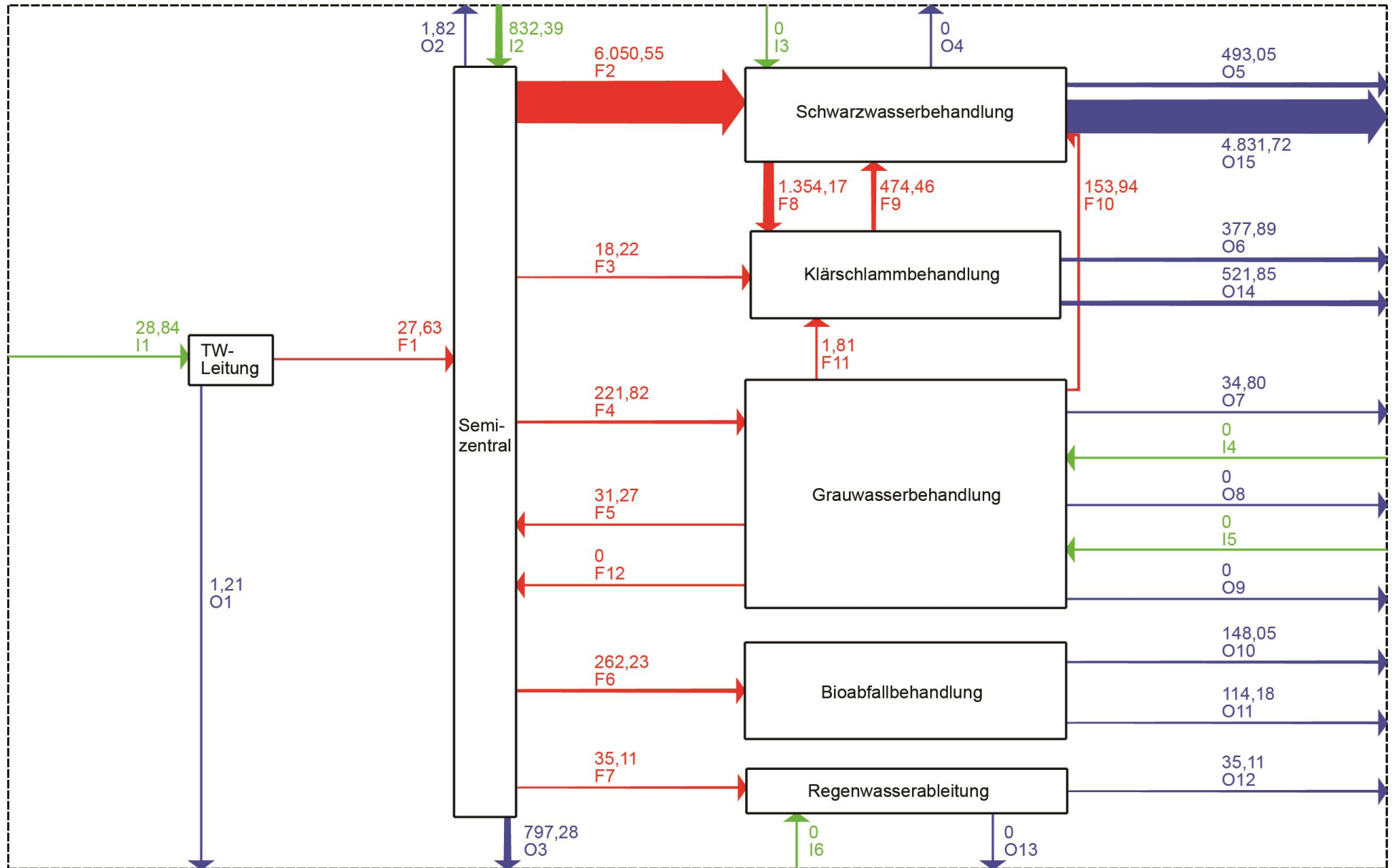


Abbildung 57: Stickstoffbilanzen (t/a) für das System Semizentral in Hamburg

I1: Stickstoff-Trinkwasserbereitstellung
I2: Stickstoff-Niederschläge
I3: Stickstoff-Infiltration-Schwarzwasserableitung
I4: Stickstoff-Infiltration-Grauwasserableitung
I5: Stickstoff-Infiltration-Brauchwasserleitung
I6: Stickstoff-Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Stickstoff-Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung
F2: Stickstoff-Schwarzwassereintritt Schwarzwasserkanal
F3: Stickstoff-Speisereste
F4: Stickstoff-Grauwassereintritt Grauwaterkanal
F5: Stickstoff-Brauchwasser für die Toilettenspülung
F6: Stickstoff-Organische Abfälle (Abfallbehandlung)
F7: Stickstoff-Niederschlagseintritt Regenwaterkanal
F8: Stickstoff-Klärschlämme (GW, SW)
F9: Stickstoff-Prozesswasser
F10: Stickstoff-Klärschlammmenge-GW-Behandlung
F11: Stickstoff-Brauchwasser zum Anmaischen
F12: Stickstoff-Brauchwasser zu Bewässerung

O1: Stickstoff-Exfiltration-Trinkwaterleitung
O2: Stickstoff-Trinkwasserverluste
O3: Stickstoff-Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)
O4: Stickstoff-Exfiltration-Schwarzwaterableitung
O5: Stickstoff-Einleitung behandeltes Schwarzwater
O6: Stickstoff-Biosolids
O7: Stickstoff-Brauchwaterüberschuss
O8: Stickstoff-Exfiltration-Grauwaterableitung
O9: Stickstoff-Exfiltration-Brauchwaterleitung
O10: Stickstoff-Kompost
O11: Stickstoff-Verluste (Abfallbehandlung)
O12: Stickstoff-Regenwassereinleitung
O13: Stickstoff-Exfiltration-Regenwaterableitung
O14: Stickstoff-Verluste-Klärschlammbehandlung
O15: Stickstoff-Verluste-SW-Behandlung

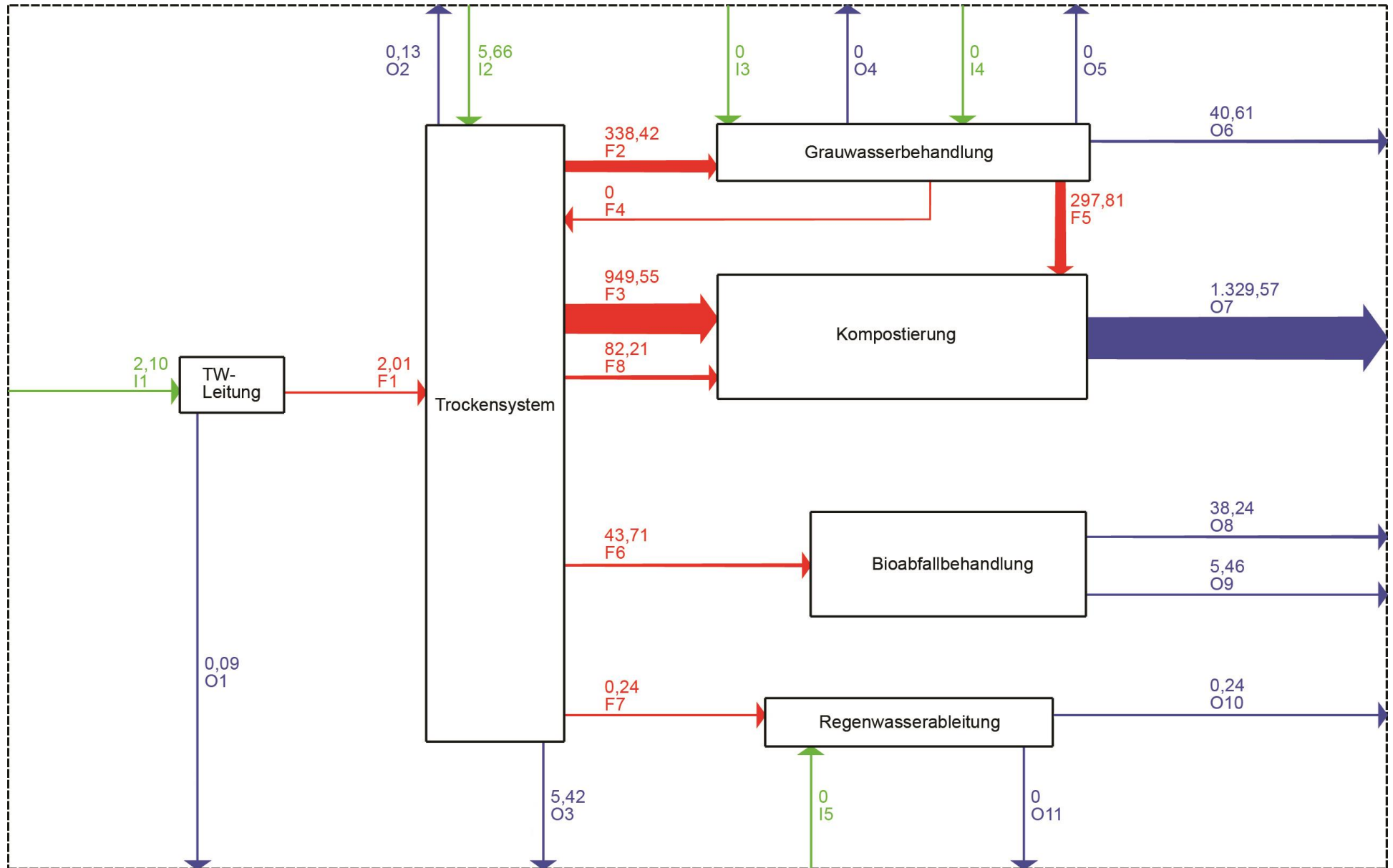


Abbildung 58: Phosphorbilanzen (t/a) für das Trockensystem in Hamburg

I1: Phosphor-Trinkwasserbereitstellung
I2: Phosphor-Niederschläge
I3: Phosphor-Infiltration-Grauwasserableitung
I4: Phosphor-Infiltration-Brauchwasserleitung
I5: Phosphor-Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Phosphor-Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung
F2: Phosphor-Grauwassereintritt Grauwasserkanal
F3: Phosphor-Fäkalien
F4: Phosphor-Brauchwassernutzung
F5: Phosphor-Klärschlammmenge-GW-Behandlung
F6: Phosphor-Organische Abfälle (Abfallbehandlung)
F7: Phosphor-Niederschlagseintritt Regenwasserkanal
F8: Phosphor-Co-Substrate

O1: Phosphor-Exfiltration-Trinkwasserleitung
O2: Phosphor-Trinkwasserverluste
O3: Phosphor-Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)
O4: Phosphor-Exfiltration-Grauwasserableitung
O5: Phosphor-Exfiltration-Brauchwasserleitung
O6: Phosphor-Brauchwasserüberschuss
O7: Phosphor-Kompost
O8: Phosphor-Kompost (Abfallbehandlung)
O9: Phosphor-Verluste (Abfallbehandlung)
O10: Phosphor-Regenwassereinleitung
O11: Phosphor-Exfiltration-Regenwasserableitung

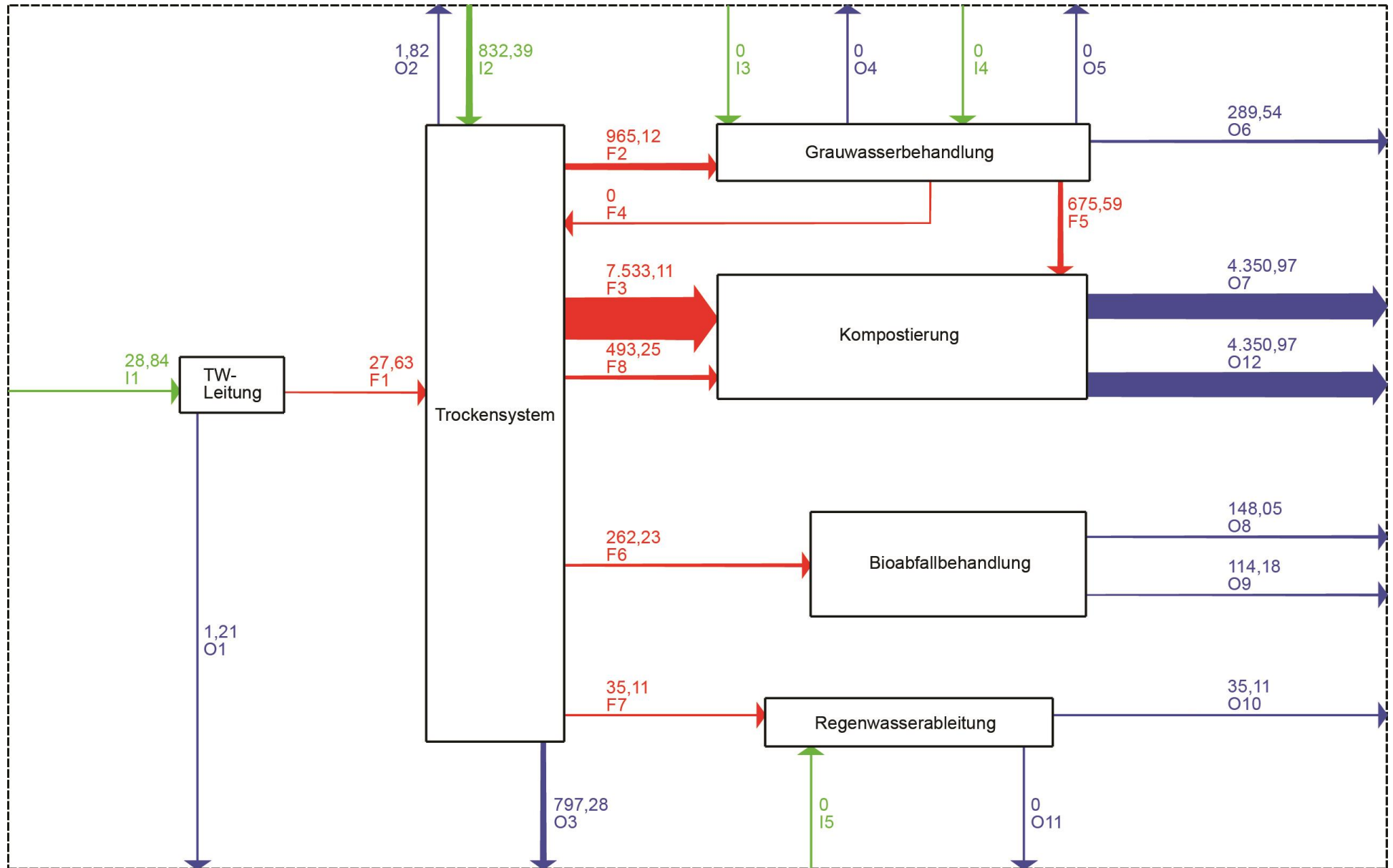


Abbildung 59: Stickstoffbilanzen (t/a) für das Trockensystem in Hamburg

I1: Stickstoff-Trinkwasserbereitstellung
I2: Stickstoff-Niederschläge
I3: Stickstoff-Infiltration-Grauwasserableitung
I4: Stickstoff-Infiltration-Brauchwasserleitung
I5: Stickstoff-Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Stickstoff-Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung
F2: Stickstoff-Grauwassereintritt Grauwasserkanal
F3: Stickstoff-Fäkalien
F4: Stickstoff-Brauchwassernutzung
F5: Stickstoff-Klärschlammmenge-GW-Behandlung
F6: Stickstoff-Organische Abfälle (Abfallbehandlung)
F7: Stickstoff-Niederschlagseintritt Regenwasserkanal
F8: Stickstoff-Co-Substrate

O1: Stickstoff-Exfiltration-Trinkwasserleitung
O2: Stickstoff-Trinkwasserverluste
O3: Stickstoff-Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)
O4: Stickstoff-Exfiltration-Grauwasserableitung
O5: Stickstoff-Exfiltration-Brauchwasserleitung
O6: Stickstoff-Brauchwasserüberschuss
O7: Stickstoff-Kompost
O8: Stickstoff-Kompost (Abfallbehandlung)
O9: Stickstoff-Verluste (Abfallbehandlung)
O10: Stickstoff-Regenwassereinleitung
O11: Stickstoff-Exfiltration-Regenwasserableitung
O12: Stickstoff-Verluste

11.4 Stoffstromanalysen für Qingdao

Dieses Kapitel beinhaltet die Ergebnisse der durchgeführten Stoffstromanalysen mithilfe der Software SIMBOX für die Stadt Qingdao. Dabei werden analog zu Hamburg, die Inputs mit einem „I“, die Outputs mit einem „O“ und die internen bzw. inneren Flüsse im System mit einem „F“ symbolisiert (I = Input, F = innerer Fluss, O = Output).

Die Ergebnisse der Wasserbilanzen sind in m^3/a dargestellt, während die der Energiebilanzen in MWh/a und jene der Nährstoffbilanzen in t/a angegeben werden. Die Ergebnisse können aufgrund von Rundungen, minimal von den in Kapitel 7 dargestellten Ergebnissen abweichen.

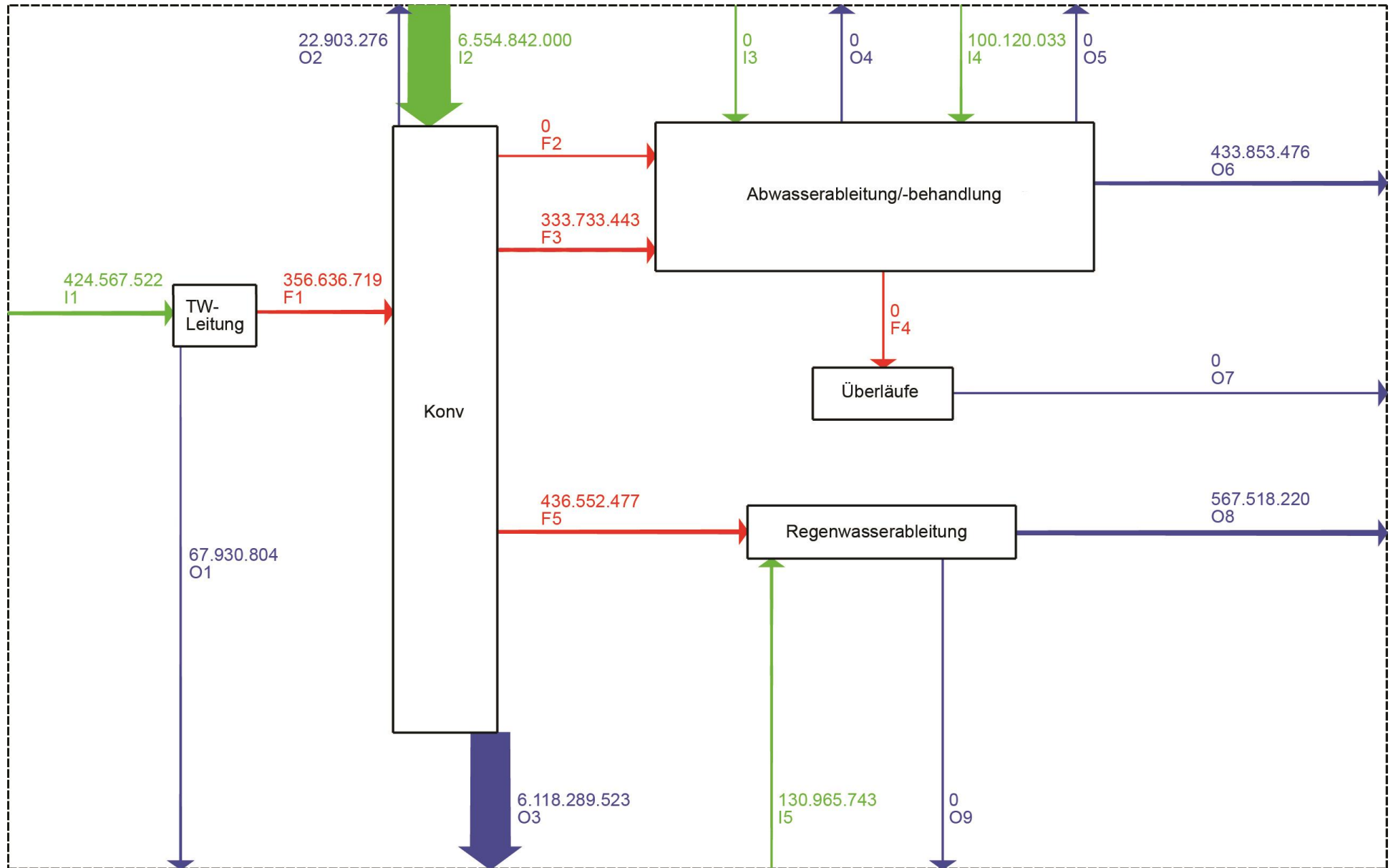


Abbildung 60: Wasserbilanzen (m³/a) für das konventionelle System (Konv) in Qingdao

I1: Trinkwasserbereitstellung

I2: Niederschläge

I3: Infiltration-Mischwasserableitung

I4: Infiltration-Schmutzwasserableitung

I5: Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung

F2: Abwassereintritt Mischwasserkanal

F3: Abwassereintritt Schmutzwasserkanal

F4: Abwassereintritt Überläufe

F5: Niederschlagseintritt Regenwasserkanal

O1: Exfiltration-Trinkwasserleitung

O2: Trinkwasserverluste

O3: Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)

O4: Exfiltration-Mischwasserableitung

O5: Exfiltration-Schmutzwasserableitung

O6: Einleitung behandeltes Abwasser

O7: Einleitung aus Überläufen

O8: Regenwassereinleitung

O9: Exfiltration-Regenwasserableitung

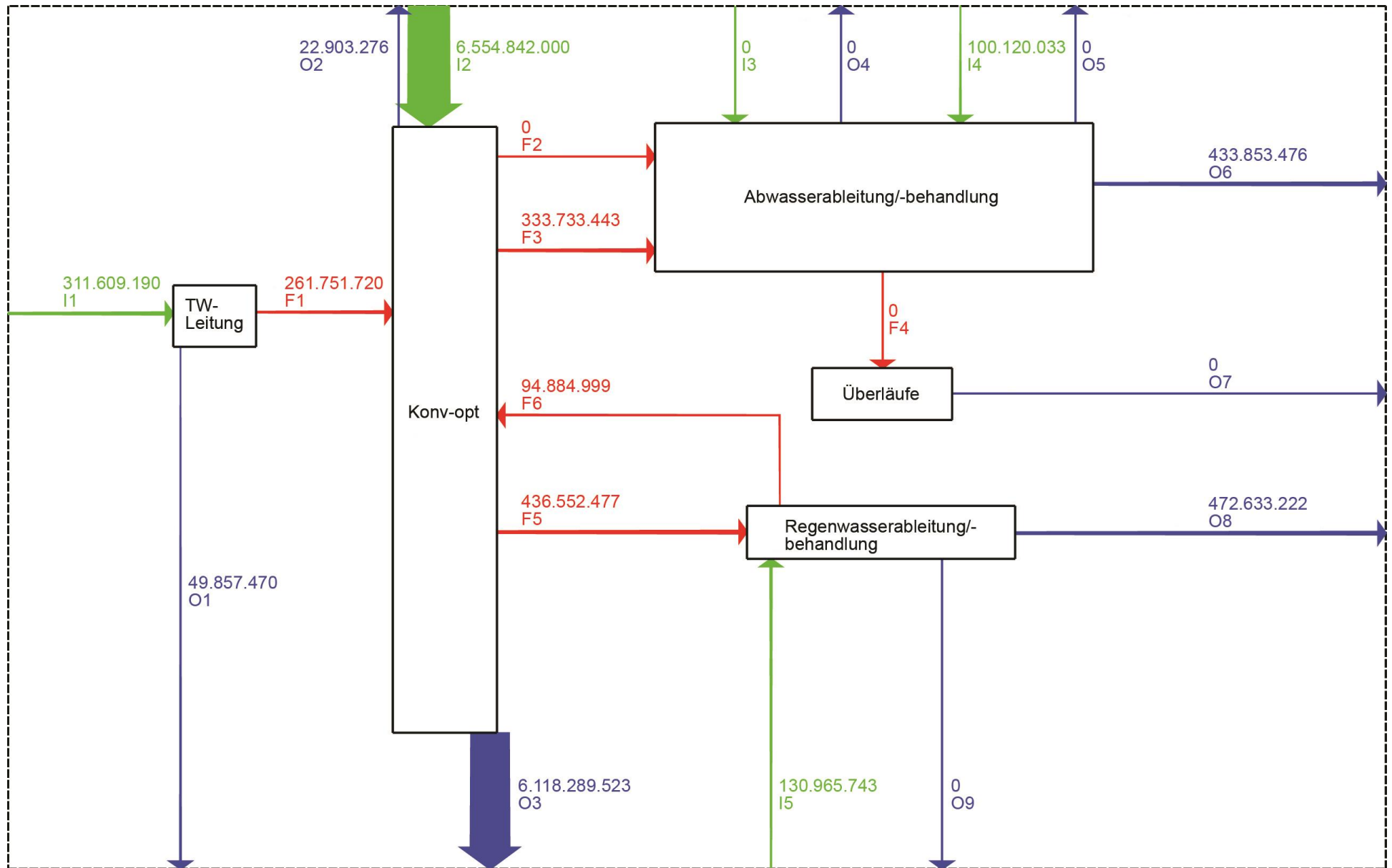


Abbildung 61: Wasserbilanzen (m^3/a) für das konventionell-optimierte System (Konv-opt) in Qingdao

I1: Trinkwasserbereitstellung

I2: Niederschläge

I3: Infiltration-Mischwasserableitung

I4: Infiltration-Schmutzwasserableitung

I5: Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung

F2: Abwassereintritt Mischwasserkanal

F3: Abwassereintritt Schmutzwasserkanal

F4: Abwassereintritt Überläufe

F5: Niederschlagseintritt Regenwasserkanal

F6: Regenwasser für die Toilettenspülung

O1: Exfiltration-Trinkwasserleitung

O2: Trinkwasserverluste

O3: Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)

O4: Exfiltration-Mischwasserableitung

O5: Exfiltration-Schmutzwasserableitung

O6: Einleitung behandeltes Abwasser

O7: Einleitung aus Überläufen

O8: Regenwassereinleitung

O9: Exfiltration-Regenwasserableitung

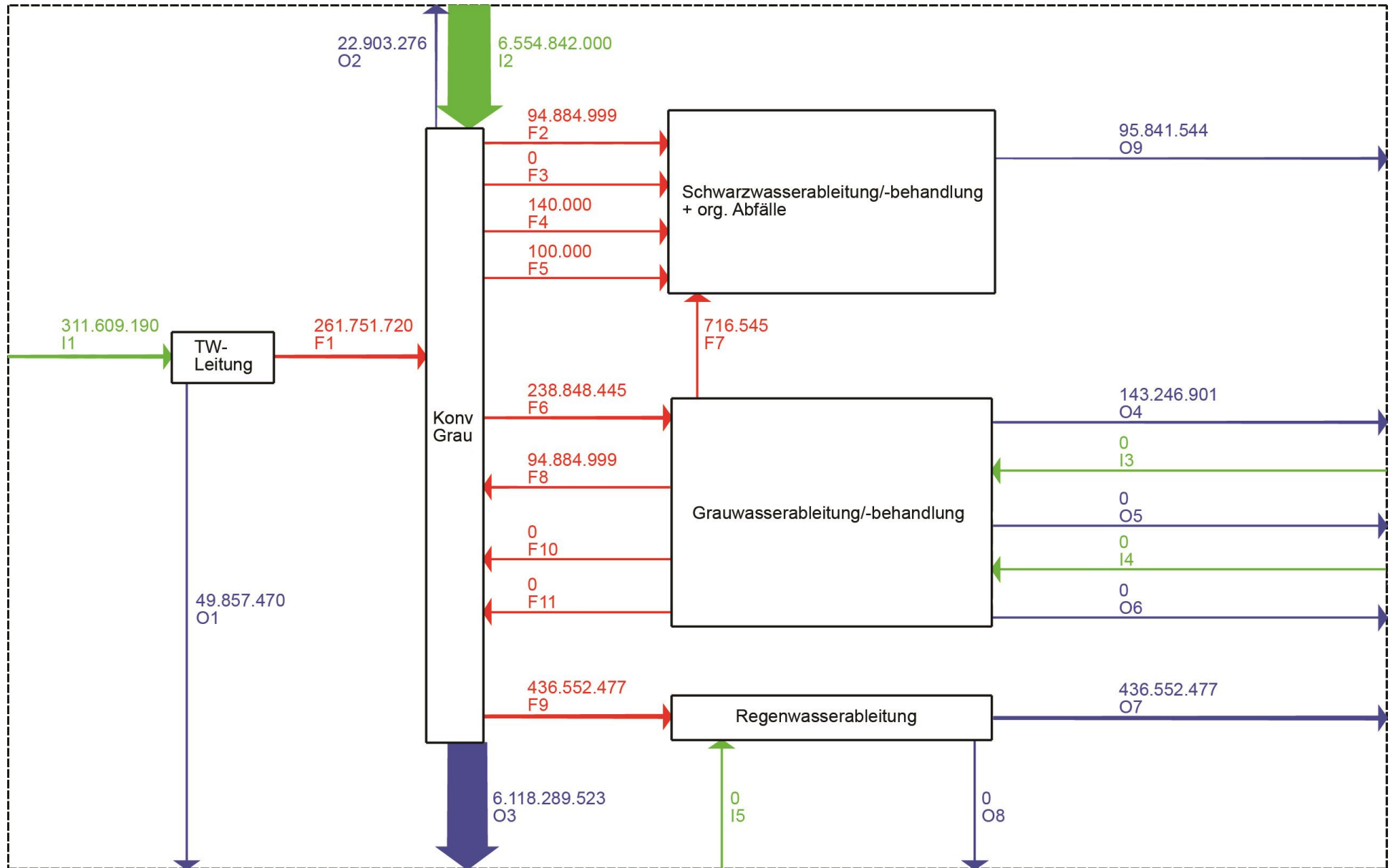


Abbildung 62: Wasserbilanzen (m³/a) für das System KonvGrau in Qingdao

I1: Trinkwasserbereitstellung

I2: Niederschläge

I3: Infiltration-Grauwasserableitung

I4: Infiltration-Brauchwasserableitung

I5: Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung

F2: Abwassereintritt Schwarzwasserkanal

F3: Speisereste

F4: Rasenschnitt

F5: Fettwasser

F6: Abwassereintritt Grauwaterkanal

F7: Klärschlammmenge-GW-Behandlung

F8: Brauchwasser zur Toilettenspülung

F9: Niederschlagseintritt Regenwaterkanal

F10: Brauchwassernutzung zur Bewässerung

F11: Brauchwassernutzung für Sonstiges

O1: Exfiltration-Trinkwaterleitung

O2: Trinkwasserverluste

O3: Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)

O4: Brauchwasserüberschuss

O5: Exfiltration-Grauwaterableitung

O6: Exfiltration-Brauchwaterableitung

O7: Regenwassereinleitung

O8: Exfiltration-Regenwaterableitung

O9: Einleitung behandeltes Schwarzwasser

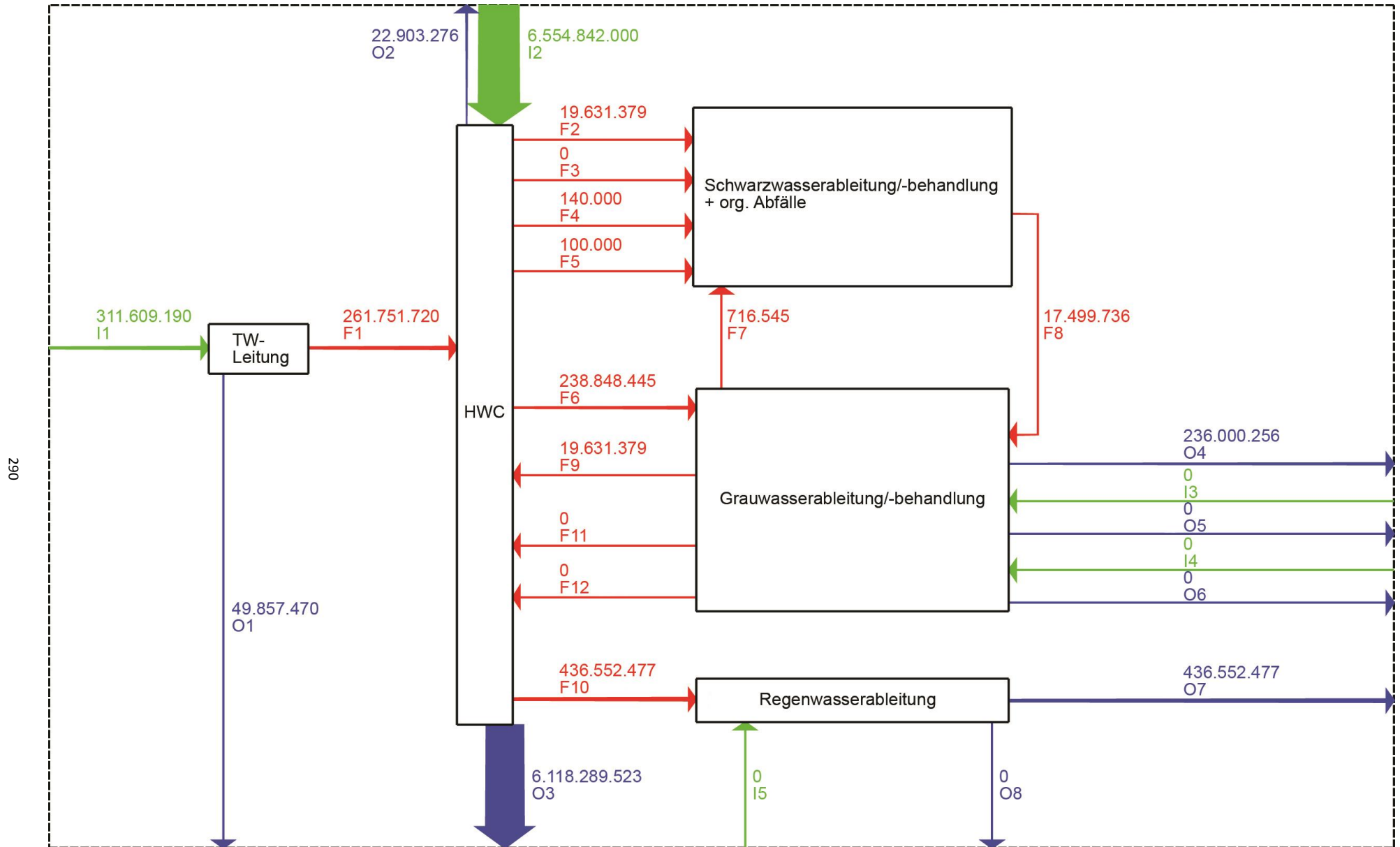


Abbildung 63: Wasserbilanzen (m³/a) für das System HWC in Qingdao

I1: Trinkwasserbereitstellung

I2: Niederschläge

I3: Infiltration-Grauwasserableitung

I4: Infiltration-Brauchwasserableitung

I5: Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung

F2: Abwassereintritt Schwarzwasserkanal

F3: Speisereste

F4: Rasenschnitt

F5: Fettwasser

F6: Abwassereintritt Grauwasserkanal

F7: Klärschlammmenge-GW-Behandlung

F8: Prozesswasser

F9: Brauchwassernutzung für die Toilettenspülung

F10: Niederschlagseintritt Regenwasserkanal

F11: Brauchwassernutzung zur Bewässerung

F12: Brauchwassernutzung für Sonstiges

O1: Exfiltration-Trinkwasserleitung

O2: Trinkwasserverluste

O3: Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)

O4: Brauchwasserüberschuss

O5: Exfiltration-Grauwasserableitung

O6: Exfiltration-Brauchwasserableitung

O7: Regenwassereinleitung

O8: Exfiltration-Regenwasserableitung

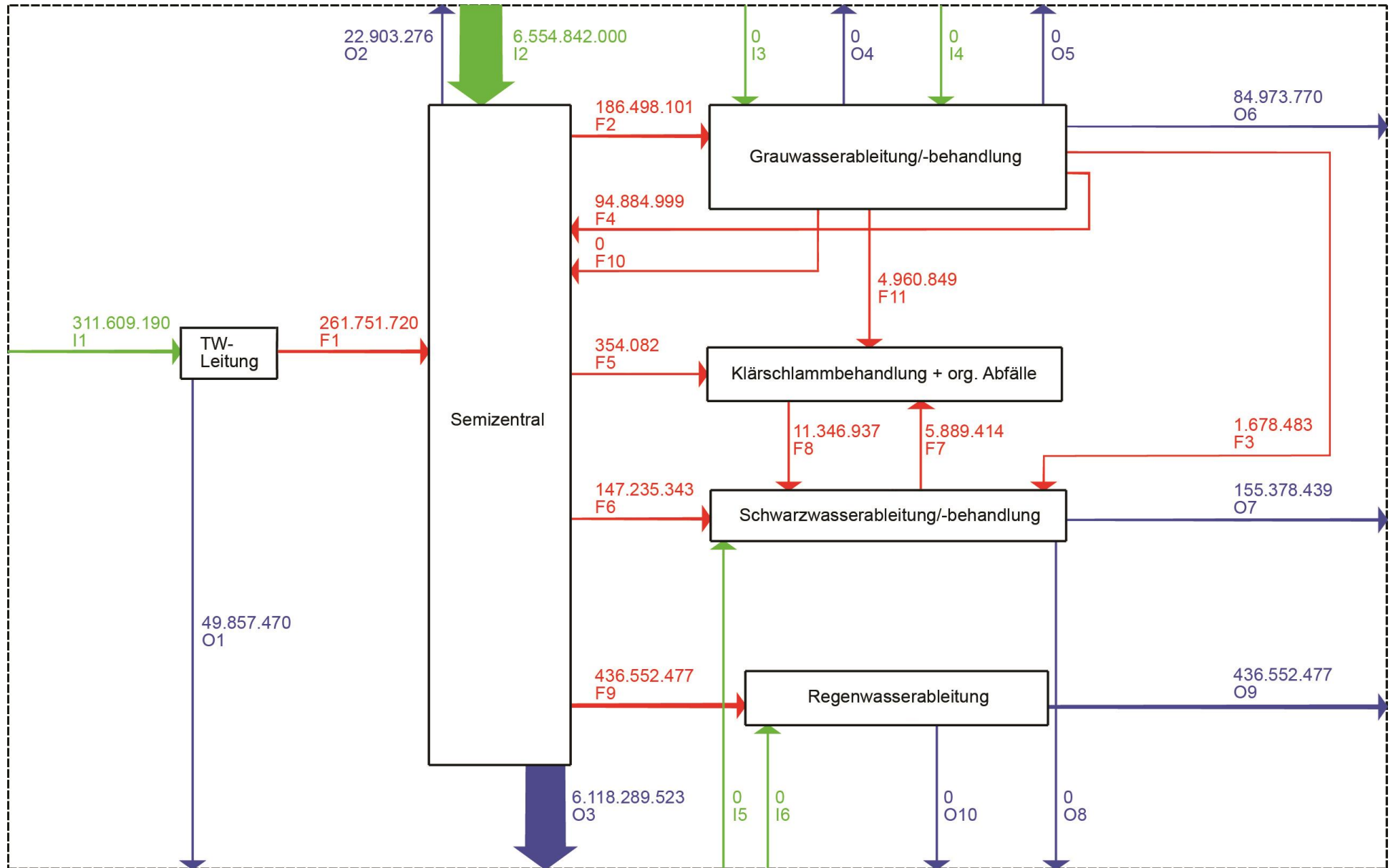


Abbildung 64: Wasserbilanzen (m³/a) für das System Semizentral in Qingdao

I1: Trinkwasserbereitstellung
I2: Niederschläge
I3: Infiltration-Grauwasserableitung
I4: Infiltration-Brauchwasserableitung
I5: Infiltration-Schwarzwasserableitung
I6: Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung
F2: Abwassereintritt Grauwasserkanal
F3: Klärschlammmenge-GW-Behandlung
F4: Brauchwassernutzung für die Toilettenspülung
F5: Speisereste
F6: Abwassereintritt Schwarzwasserkanal
F7: Klärschlammmenge (GW, SW) insgesamt
F8: Prozesswasser
F9: Niederschlagseintritt Regenwasserkanal
F10: Brauchwassernutzung zur Bewässerung
F11: Brauchwassernutzung zum Anmischen

O1: Exfiltration-Trinkwasserleitung
O2: Trinkwasserverluste
O3: Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)
O4: Exfiltration-Grauwasserableitung
O5: Exfiltration-Brauchwasserableitung
O6: Brauchwasserüberschuss
O7: Einleitung behandeltes Schwarzwasser
O8: Exfiltration-Schwarzwasserableitung
O9: Regenwassereinleitung
O10: Exfiltration-Regenwasserableitung

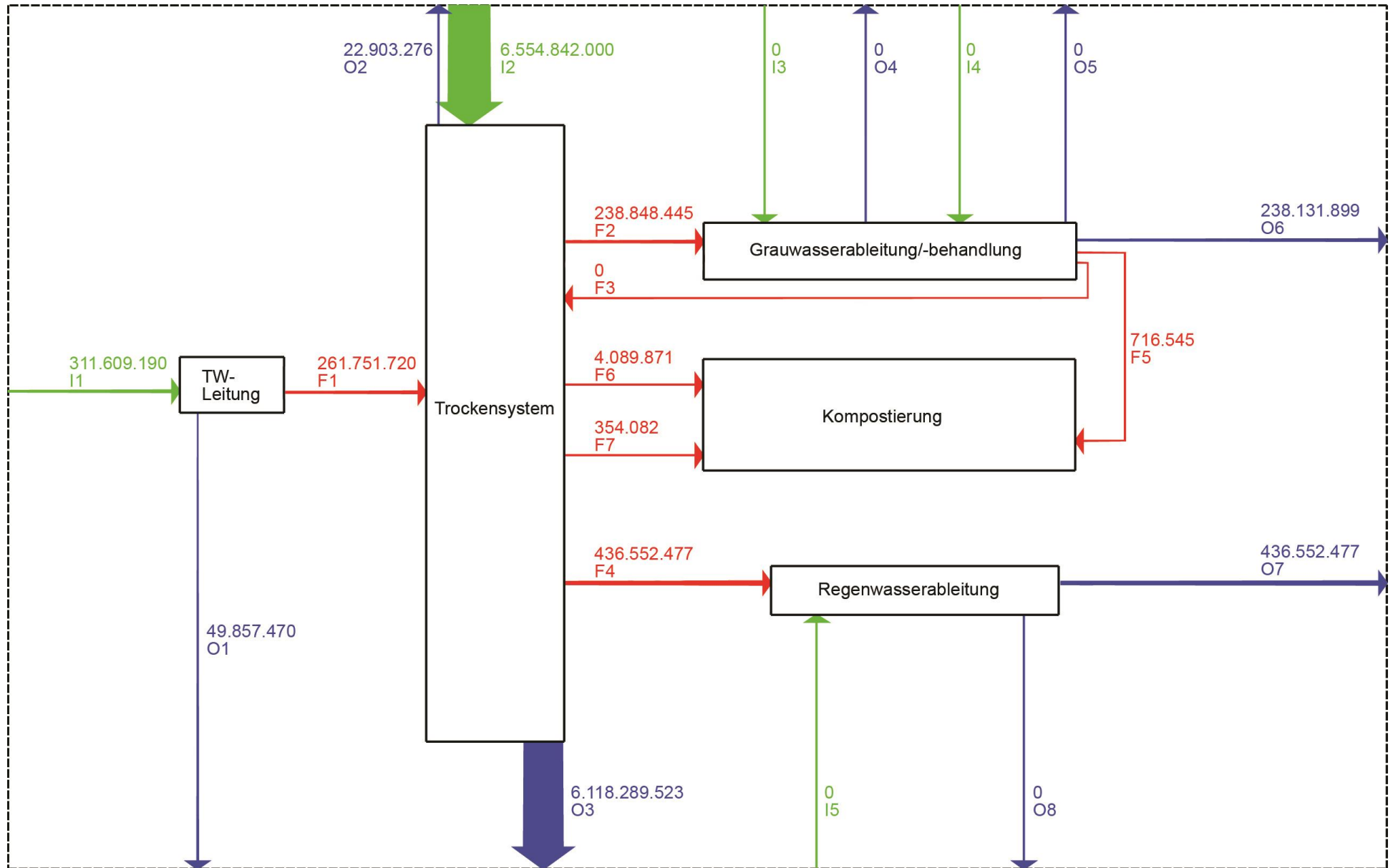


Abbildung 65: Wasserbilanzen (m³/a) für das Trockensystem in Qingdao

I1: Trinkwasserbereitstellung

I2: Niederschläge

I3: Infiltration-Grauwasserableitung

I4: Infiltration-Brauchwasserableitung

I5: Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung

F2: Abwassereintritt Grauwasserkanal

F3: Brauchwassernutzung

F4: Niederschlagseintritt Regenwasserkanal

F5: Klärschlammmenge-GW-Behandlung

F6: Fäkalien

F7: Speisereste

O1: Exfiltration-Trinkwasserleitung

O2: Trinkwasserverluste

O3: Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)

O4: Exfiltration-Grauwasserableitung

O5: Exfiltration-Brauchwasserableitung

O6: Brauchwasserüberschuss

O7: Regenwassereinleitung

O8: Exfiltration-Regenwasserableitung

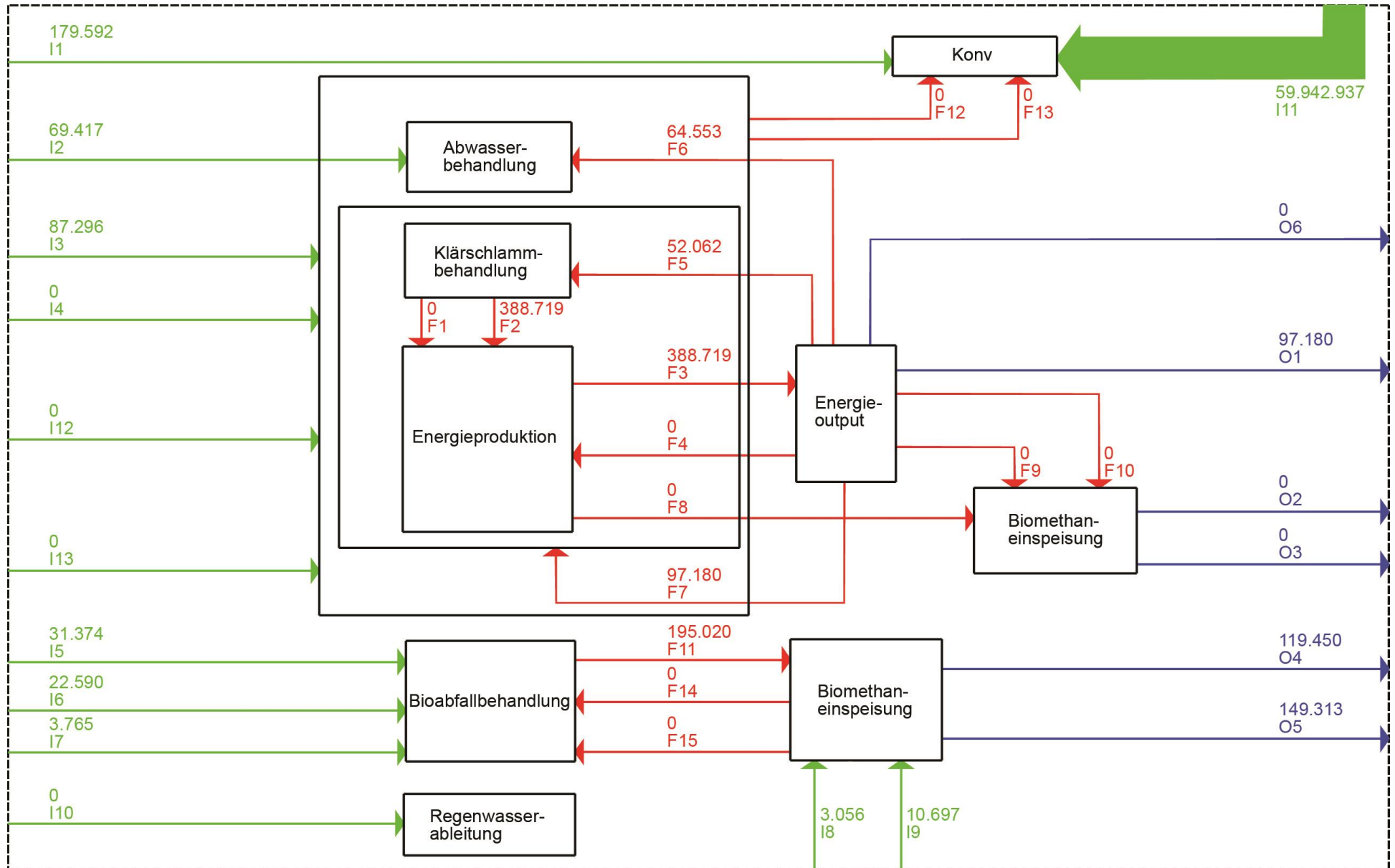


Abbildung 66: Energiebilanzen (MWh/a) für das konventionelle System (Konv) in Qingdao

I1: Strombedarf-Trinkwasserbereitstellung
 I2: Strombedarf-Abwasserableitung
 I3: Strombedarf-Abwasser- und Klärschlammbehandlung (extern)
 I4: Zugabe anderer Energiequellen (Heizöl)
 I5: Strombedarf-Vergärung und Kompostierung (Abfallbehandlung)
 I6: Wärmebedarf-Vergärung und Kompostierung (Abfallbehandlung)
 I7: Zugabe anderer Energiequellen (Diesel) (Abfallbehandlung)
 I8: Strombedarf-Biogasaufbereitung (Abfallbehandlung)
 I9: Wärmebedarf-Biogasaufbereitung (Abfallbehandlung)
 I10: Strombedarf-Regenwasserableitung
 I11: Energiebedarf-Warmwasser und Heizung (extern)
 I12: Energiebedarf-Aufbereitung und Transport der Co-Substrate
 I13: Strombedarf-Wärmerückgewinnung aus Abwasser

F1: Energiegehalt der Klärschlämme (Verbrennung)
 F2: Energiegehalt des Faulgases
 F3: Energie-Klärschlämme und Faulgas
 F4: Energieproduktion-Verbrennung
 F5: Strombedarf-Klärschlammbehandlung (intern)
 F6: Strombedarf-Abwasserbehandlung (intern)
 F7: Wärmebedarf (intern)
 F8: Energiegehalt-Biogas, das zu Biomethan aufbereitet wird
 F9: Strombedarf-Biogasaufbereitung
 F10: Wärmebedarf-Biogasaufbereitung
 F11: Produzierte Energiemenge (Abfallbehandlung)
 F12: WRG aus Abwasser ohne Wärmepumpe
 F13: WRG aus Abwasser mit Wärmepumpe
 F14: Strombedarf (intern) (Abfallbehandlung)
 F15: Wärmebedarf (intern) (Abfallbehandlung)

O1: Wärmeabgabe/-output
 O2: Virtuelle Stromerzeugung aus Biomethan
 O3: Virtuelle Wärmerzeugung aus Biomethan
 O4: Stromabgabe/-output (Abfallbehandlung)
 O5: Wärmeabgabe/-output (Abfallbehandlung)
 O6: Stromabgabe/-output

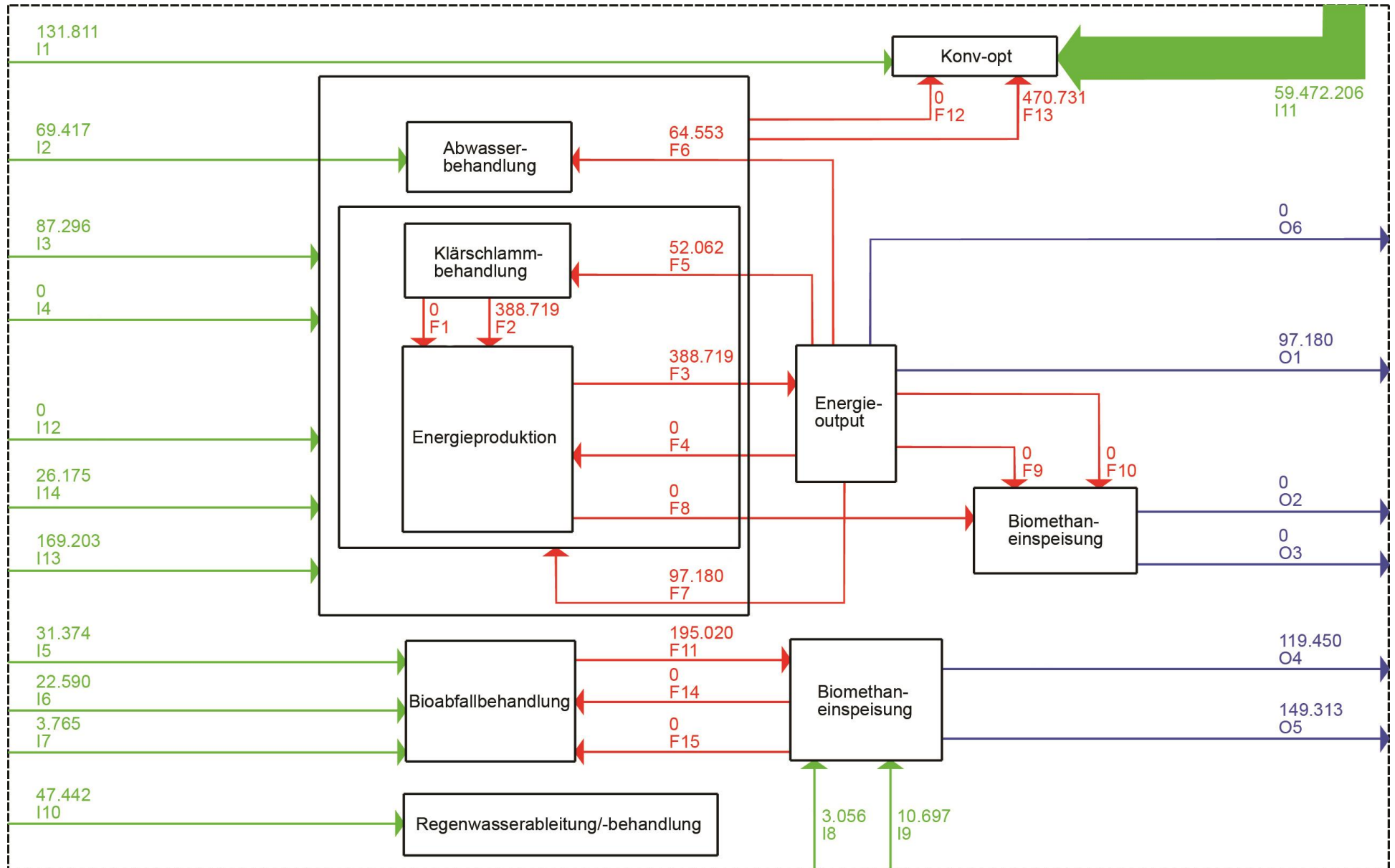


Abbildung 67: Energiebilanzen (MWh/a) für das konventionell-optimierte System (Konv-opt) in Qingdao

I1: Strombedarf-Trinkwasserbereitstellung
 I2: Strombedarf-Abwasserableitung
 I3: Strombedarf-Abwasser- und Klärschlammbehandlung (extern)
 I4: Zugabe anderer Energiequellen (Heizöl)
 I5: Strombedarf-Vergärung und Kompostierung (Abfallbehandlung)
 I6: Wärmebedarf-Vergärung und Kompostierung (Abfallbehandlung)
 I7: Zugabe anderer Energiequellen (Diesel) (Abfallbehandlung)
 I8: Strombedarf-Biogasaufbereitung (Abfallbehandlung)
 I9: Wärmebedarf-Biogasaufbereitung (Abfallbehandlung)
 I10: Strombedarf-Regenwasserableitung/-behandlung
 I11: Energiebedarf-Warmwasser und Heizung (extern)
 I12: Energiebedarf-Aufbereitung und Transport der Co-Substrate
 I13: Strombedarf-Wärmerückgewinnung aus Abwasser
 I14: Strombedarf-Phosphorrückgewinnung

F1: Energiegehalt der Klärschlämme (Verbrennung)
 F2: Energiegehalt des Faulgases
 F3: Energie-Klärschlämme und Faulgas
 F4: Energieproduktion-Verbrennung
 F5: Strombedarf-Klärschlammbehandlung (intern)
 F6: Strombedarf-Abwasserbehandlung (intern)
 F7: Wärmebedarf (intern)
 F8: Energiegehalt-Biogas, das zu Biomethan aufbereitet wird
 F9: Strombedarf-Biogasaufbereitung
 F10: Wärmebedarf-Biogasaufbereitung
 F11: Produzierte Energiemenge (Abfallbehandlung)
 F12: WRG aus Abwasser ohne Wärmepumpe
 F13: WRG aus Abwasser mit Wärmepumpe
 F14: Strombedarf (intern) (Abfallbehandlung)
 F15: Wärmebedarf (intern) (Abfallbehandlung)

O1: Wärmeabgabe/-output
 O2: Virtuelle Stromerzeugung aus Biomethan
 O3: Virtuelle Wärmerzeugung aus Biomethan
 O4: Stromabgabe/-output (Abfallbehandlung)
 O5: Wärmeabgabe/-output (Abfallbehandlung)
 O6: Stromabgabe/-output

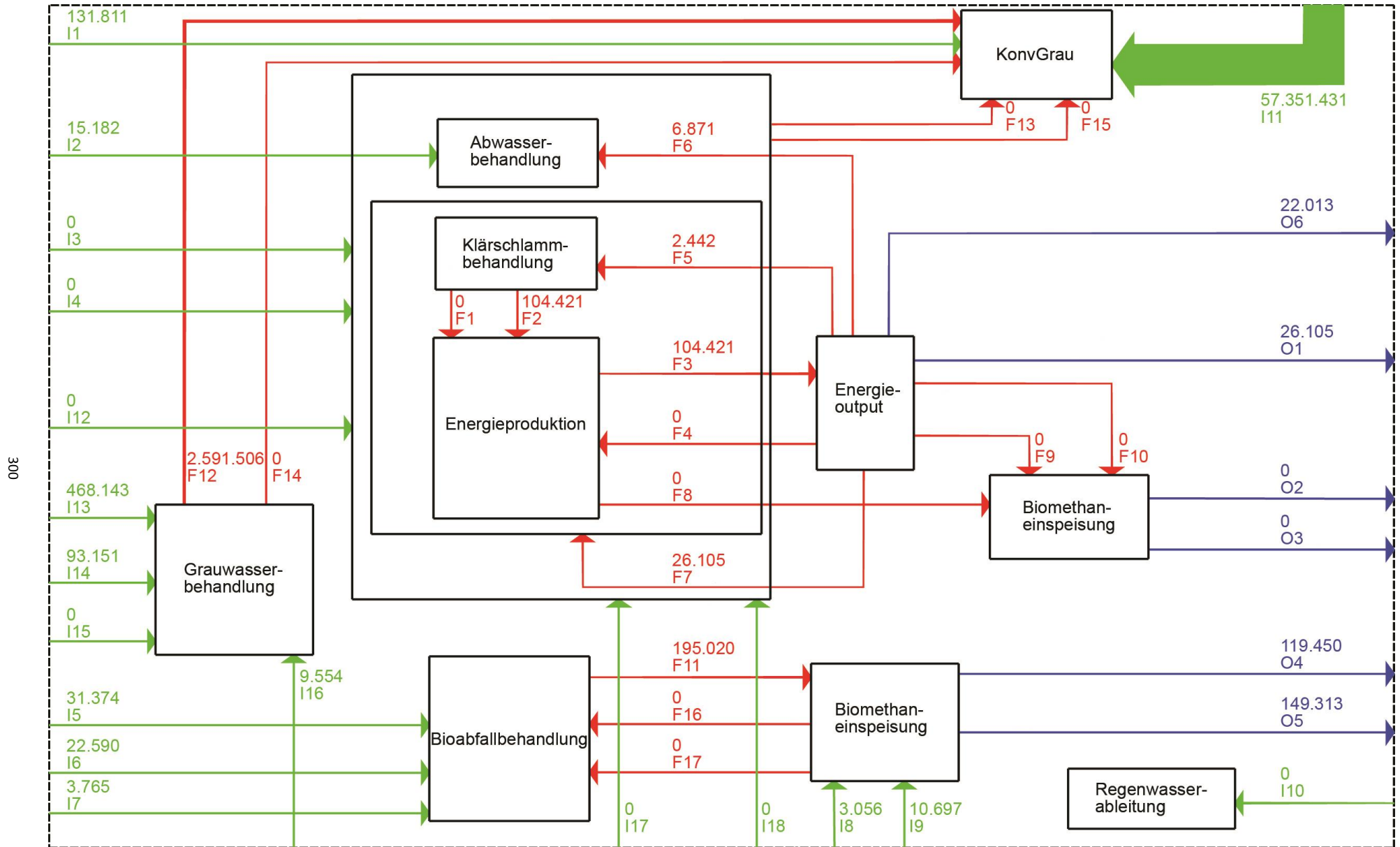


Abbildung 68: Energiebilanzen (MWh/a) für das System KonvGrau in Qingdao

I1: Strombedarf-Trinkwasserbereitstellung	F1: Energiegehalt der Klärschlämme (Verbrennung)	O1: Wärmeabgabe/-output
I2: Strombedarf-Schwarzwasserableitung	F2: Energiegehalt des Faulgases	O2: Virtuelle Stromerzeugung aus Biomethan
I3: Strombedarf-Schwarzwasserbehandlung (extern)	F3: Energie-Klärschlämme und Faulgas	O3: Virtuelle Wärmerzeugung aus Biomethan
I4: Zugabe anderer Energiequellen (Heizöl)	F4: Energieproduktion-Verbrennung	O4: Stromabgabe/-output (Abfallbehandlung)
I5: Strombedarf-Vergärung und Kompostierung (Abfallbehandlung)	F5: Strombedarf-Klärschlammbehandlung (intern)	O5: Wärmeabgabe/-output (Abfallbehandlung)
I6: Wärmebedarf-Vergärung und Kompostierung (Abfallbehandlung)	F6: Strombedarf-Schwarzwasserbehandlung (intern)	O6: Stromabgabe/-output
I7: Zugabe anderer Energiequellen (Diesel) (Abfallbehandlung)	F7: Wärmebedarf (intern)	
I8: Strombedarf-Biogasaufbereitung (Abfallbehandlung)	F8: Energiegehalt-Biogas, das zu Biomethan aufbereitet wird	
I9: Wärmebedarf-Biogasaufbereitung (Abfallbehandlung)	F9: Strombedarf-Biogasaufbereitung	
I10: Strombedarf-Regenwasserableitung	F10: Wärmebedarf-Biogasaufbereitung	
I11: Energiebedarf-Warmwasser und Heizung (extern)	F11: Produzierte Energiemenge (Abfallbehandlung)	
I12: Energiebedarf-Aufbereitung und Transport der Co-Substrate	F12: WRG aus Grauwasser mit Wärmepumpe	
I13: Strombedarf-Grauwasserbehandlung	F13: WRG aus Schwarzwasser ohne Wärmepumpe	
I14: Strombedarf-WRG aus GW mit Wärmepumpe	F14: WRG aus Grauwasser ohne Wärmepumpe	
I15: Strombedarf-WRG aus GW ohne Wärmepumpe	F15: WRG aus Schwarzwasser mit Wärmepumpe	
I16: Strombedarf-Grauwasserableitung	F16: Strombedarf (intern) (Abfallbehandlung)	
I17: Strombedarf WRG aus SW mit Wärmepumpe	F17: Wärmebedarf (intern) (Abfallbehandlung)	
I18: Strombedarf WRG aus SW ohne Wärmepumpe		

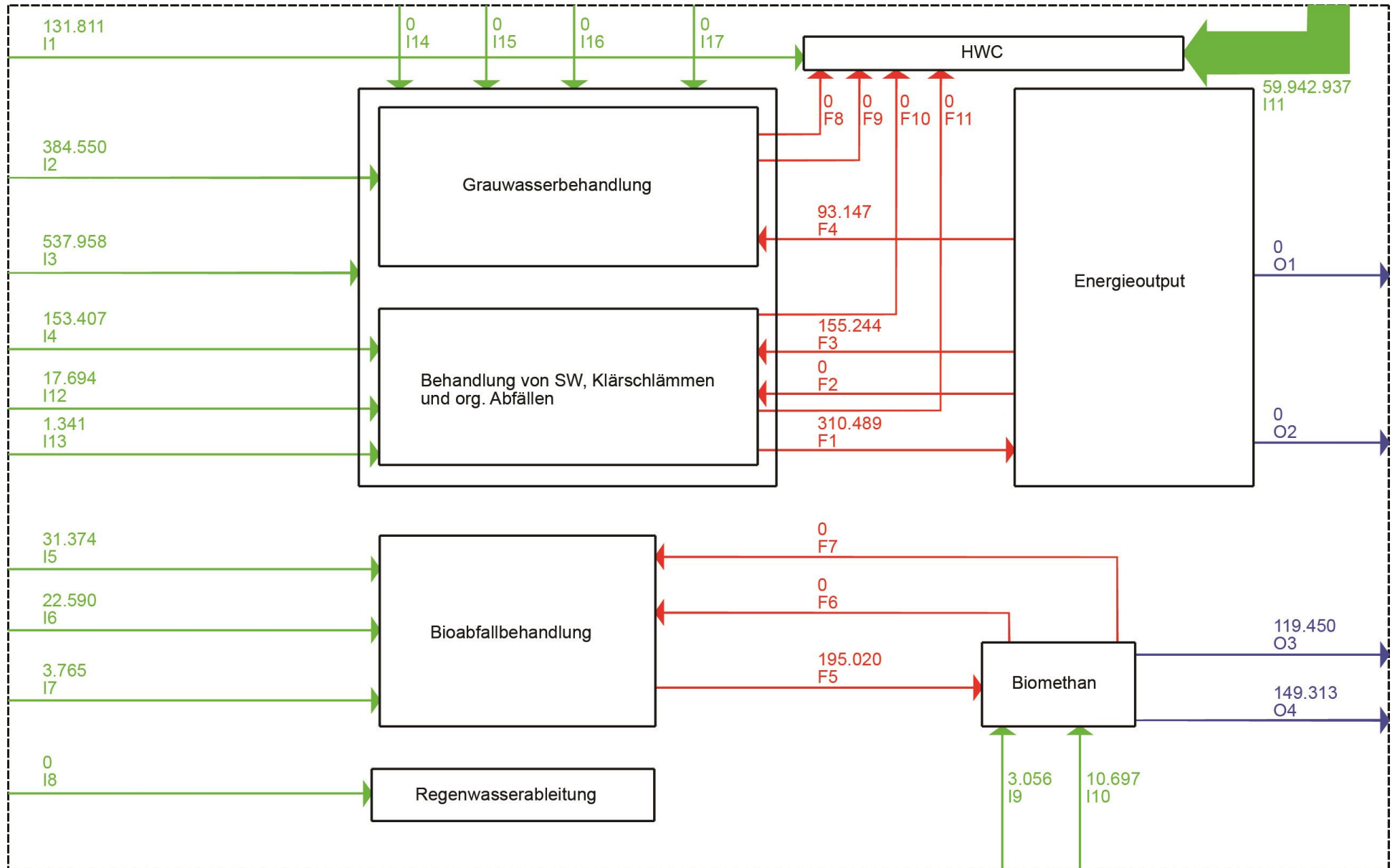


Abbildung 69: Energiebilanzen (MWh/a) für das System HWC in Qingdao

I1: Strombedarf-Trinkwasserbereitstellung	F1: Energiegehalt des Faulgases	O1: Stromüberschuss/-output
I2: Strombedarf-Grauwasserbehandlung	F2: Strombedarf-Schwarzwassermodul (intern)	O2: Wärmeüberschuss/-output
I3: Strombedarf-Abwassermodul (extern)	F3: Wärmebedarf (intern)	O3: Stromabgabe/-output (Abfallbehandlung)
I4: Strombedarf-Schwarzwasserbehandlung (extern)	F4: Strombedarf-Grauwasserbehandlung (intern)	O4: Wärmeabgabe/-output (Abfallbehandlung)
I5: Strombedarf-Vergärung und Kompostierung (Abfallbehandlung)	F5: Produzierte Energiemenge (Abfallbehandlung)	
I6: Wärmebedarf-Vergärung und Kompostierung (Abfallbehandlung)	F6: Strombedarf (intern) (Abfallbehandlung)	
I7: Zugabe anderer Energiequellen (Diesel) (Abfallbehandlung)	F7: Wärmebedarf (intern) (Abfallbehandlung)	
I8: Strombedarf-Regenwasserableitung	F8: WRG aus Grauwater ohne Wärmepumpe	
I9: Strombedarf-Biogasaufbereitung (Abfallbehandlung)	F9: WRG aus Grauwater mit Wärmepumpe	
I10: Wärmebedarf-Biogasaufbereitung (Abfallbehandlung)	F10: WRG aus Schwarzwasser ohne Wärmepumpe	
I11: Energiebedarf-Warmwasser und Heizung (extern)	F11: WRG aus Schwarzwasser mit Wärmepumpe	
I12: Wärmeverbrauch (extern)		
I13: Energiebedarf-Aufbereitung und Transport der Co-Substrate		
I14: Strombedarf-WRG aus GW ohne Wärmepumpe		
I15: Strombedarf-WRG aus GW mit Wärmepumpe		
I16: Strombedarf WRG aus SW ohne Wärmepumpe		
I17: Strombedarf WRG aus SW mit Wärmepumpe		

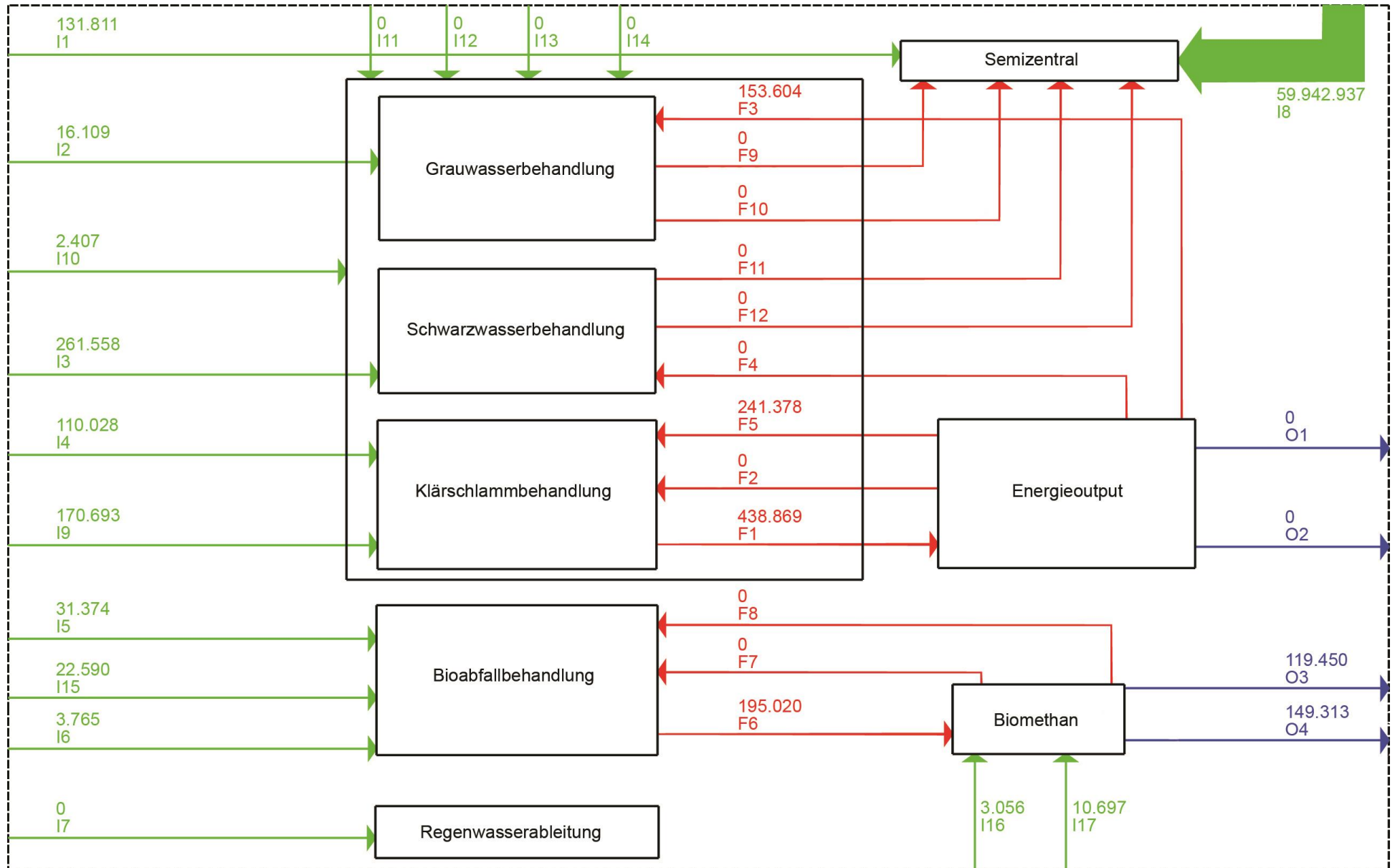


Abbildung 70: Energiebilanzen (MWh/a) für das System Semizentral in Qingdao

I1: Strombedarf-Trinkwasserbereitstellung
 I2: Strombedarf-Grauwasserbehandlung (extern)
 I3: Strombedarf-Schwarzwasserbehandlung (extern)
 I4: Strombedarf-Klärschlammbehandlung (extern)
 I5: Strombedarf-Vergärung und Kompostierung (Abfallbehandlung)
 I6: Zugabe anderer Energiequellen (Diesel) (Abfallbehandlung)
 I7: Strombedarf-Regenwasserableitung
 I8: Energiebedarf-Warmwasser und Heizung (extern)
 I9: Wärmebedarf-Klärschlammbehandlung (extern)
 I10: Energiebedarf-Aufbereitung und Transport der Co-Substrate
 I11: Strombedarf-WRG aus GW ohne Wärmepumpe
 I12: Strombedarf-WRG aus SW ohne Wärmepumpe
 I13: Strombedarf-WRG aus GW mit Wärmepumpe
 I14: Strombedarf-WRG aus SW mit Wärmepumpe
 I15: Wärmebedarf-Vergärung und Kompostierung (Abfallbehandlung)
 I16: Strombedarf-Biogasaufbereitung (Abfallbehandlung)
 I17: Wärmebedarf-Biogasaufbereitung (Abfallbehandlung)

F1: Energiegehalt des Faulgases
 F2: Strombedarf-Klärschlammbehandlung (intern)
 F3: Strombedarf-Grauwasserbehandlung (intern)
 F4: Strombedarf-Schwarzwasserbehandlung (intern)
 F5: Wärmebedarf-Klärschlammbehandlung (intern)
 F6: Produzierte Energiemenge (Abfallbehandlung)
 F7: Strombedarf (intern) (Abfallbehandlung)
 F8: Wärmebedarf (intern) (Abfallbehandlung)
 F9: WRG aus GW ohne Wärmepumpe
 F10: WRG aus GW mit Wärmepumpe
 F11: WRG aus SW ohne Wärmepumpe
 F12: WRG aus SW mit Wärmepumpe

O1: Stromüberschuss/-output
 O2: Wärmeüberschuss/-output
 O3: Stromabgabe/-output (Abfallbehandlung)
 O4: Wärmeabgabe/-output (Abfallbehandlung)

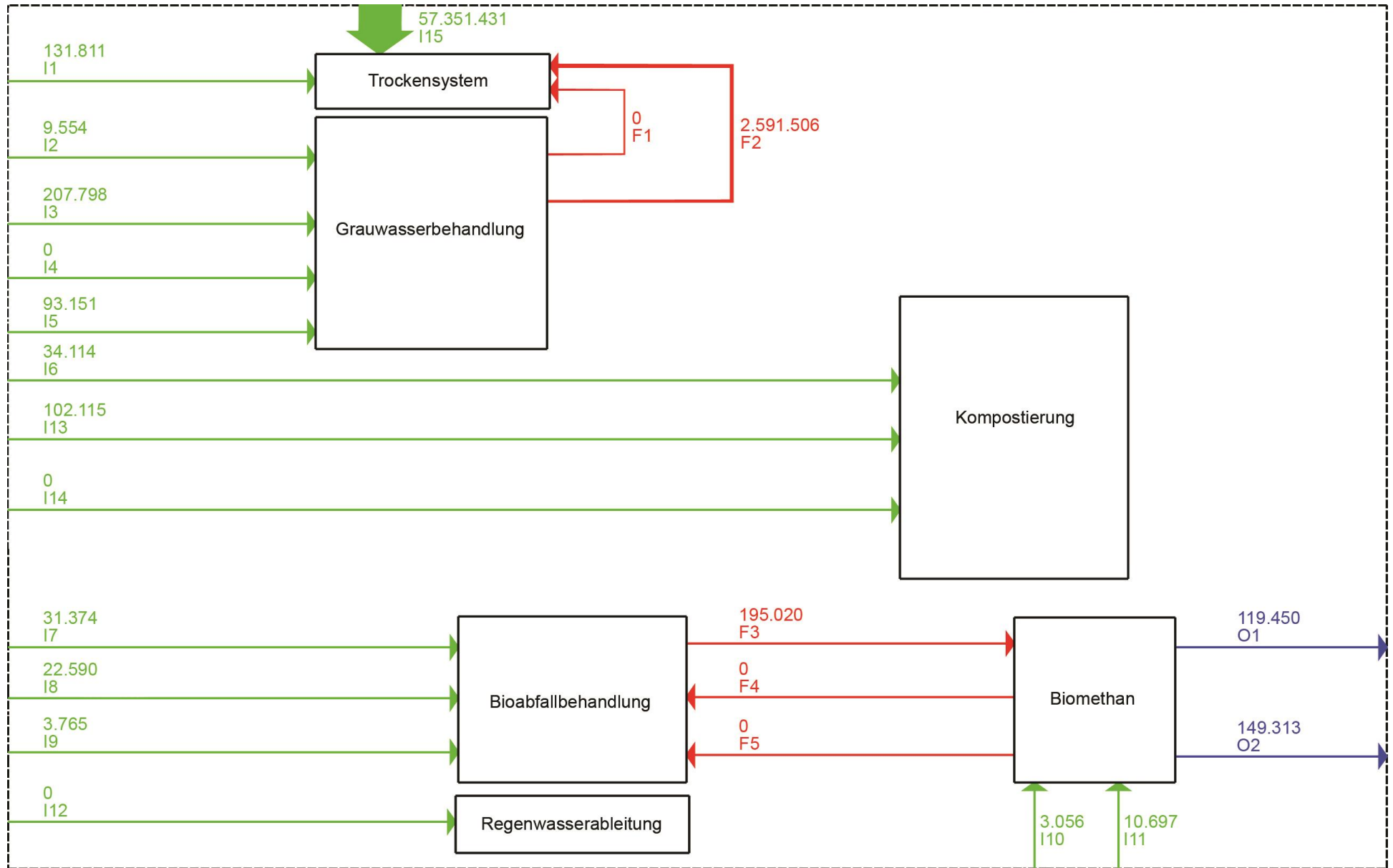


Abbildung 71: Energiebilanzen (MWh/a) für das Trockensystem in Qingdao

I1: Strombedarf-Trinkwasserbereitstellung	F1: WRG aus GW ohne Wärmepumpe	O1: Stromabgabe/-output (Abfallbehandlung)
I2: Strombedarf-Grauwasserableitung	F2: WRG aus GW mit Wärmepumpe	O2: Wärmeabgabe/-output (Abfallbehandlung)
I3: Strombedarf-Grauwasserbehandlung	F3: Produzierte Energiemenge (Abfallbehandlung)	
I4: Strombedarf-WRG aus GW ohne Wärmepumpe	F4: Strombedarf (intern) (Abfallbehandlung)	
I5: Strombedarf-WRG aus GW mit Wärmepumpe	F5: Wärmebedarf (intern) (Abfallbehandlung)	
I6: Energie zum Transport von Fäkalien, GW-Klärschlamm und Co-Substraten		
I7: Strombedarf-Vergärung und Kompostierung (Abfallbehandlung)		
I8: Wärmebedarf-Vergärung und Kompostierung (Abfallbehandlung)		
I9: Zugabe anderer Energiequellen (Diesel) (Abfallbehandlung)		
I10: Strombedarf-Biogasaufbereitung (Abfallbehandlung)		
I11: Wärmebedarf-Biogasaufbereitung (Abfallbehandlung)		
I12: Strombedarf-Regenwasserableitung		
I13: Strombedarf-Kompostierung		
I14: Wärmebedarf-Kompostierung		
I15: Energiebedarf-Warmwasser und Heizung (extern)		

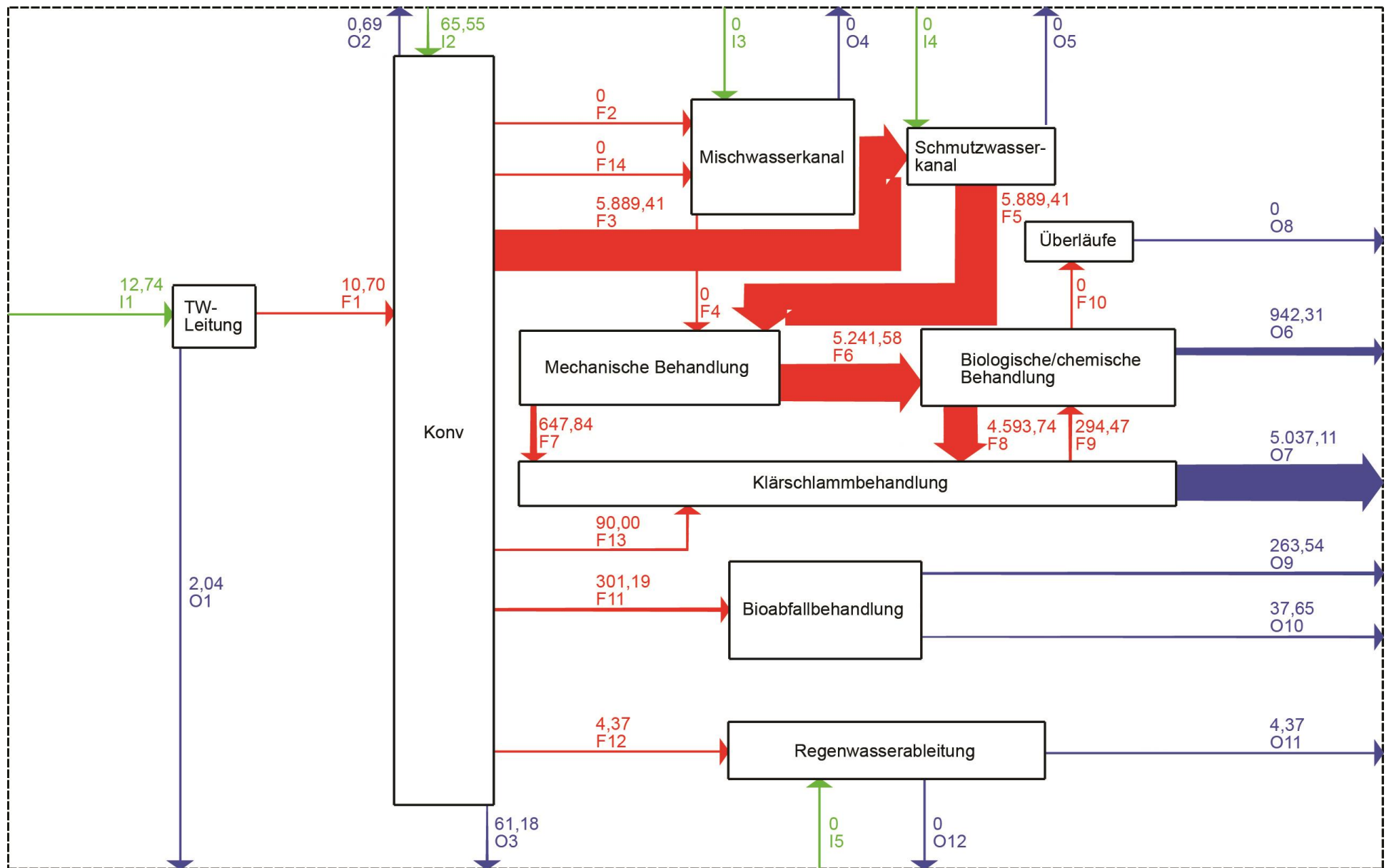


Abbildung 72: Phosphorbilanzen (t/a) für das konventionelle System (Konv) in Qingdao

I1: Phosphor-Trinkwasserbereitstellung

I2: Phosphor-Niederschläge

I3: Phosphor-Infiltration-Mischwasserableitung

I4: Phosphor-Infiltration-Schmutzwasserableitung

I5: Phosphor-Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Phosphor-Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung

F2: Phosphor-Abwassereintritt Mischwasserkanal

F3: Phosphor-Abwassereintritt Schmutzwasserkanal

F4: Phosphor im Zulauf der Kläranlage aus Mischwasserkanal

F5: Phosphor im Zulauf der Kläranlage aus Schmutzwasserkanal

F6: Phosphor nach mechanischer Reinigung

F7: Phosphor-Primärschlamm

F8: Phosphor-Überschussschlamm

F9: Phosphor-Prozesswasser

F10: Phosphor-Abwassereintritt-Überläufe

F11: Phosphor-Organische Abfälle (Abfallbehandlung)

F12: Phosphor-Niederschlagseintritt Regenwasserkanal

F13: Phosphor-Co-Substrate

F14: Phosphor-Niederschlagseintritt Mischwasserkanal

O1: Phosphor-Exfiltration-Trinkwasserleitung

O2: Phosphor-Trinkwasserverluste

O3: Phosphor- Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)

O4: Phosphor-Exfiltration-Mischwasserableitung

O5: Phosphor-Exfiltration-Schmutzwasserableitung

O6: Phosphor-Einleitung behandeltes Abwasser

O7: Phosphor-Reststoffe

O8: Phosphor-Einleitung aus Überläufen

O9: Phosphor-Kompost

O10: Phosphor-Verluste (Abfallbehandlung)

O11: Phosphor-Regenwassereinleitung

O12: Phosphor-Exfiltration-Regenwasserableitung

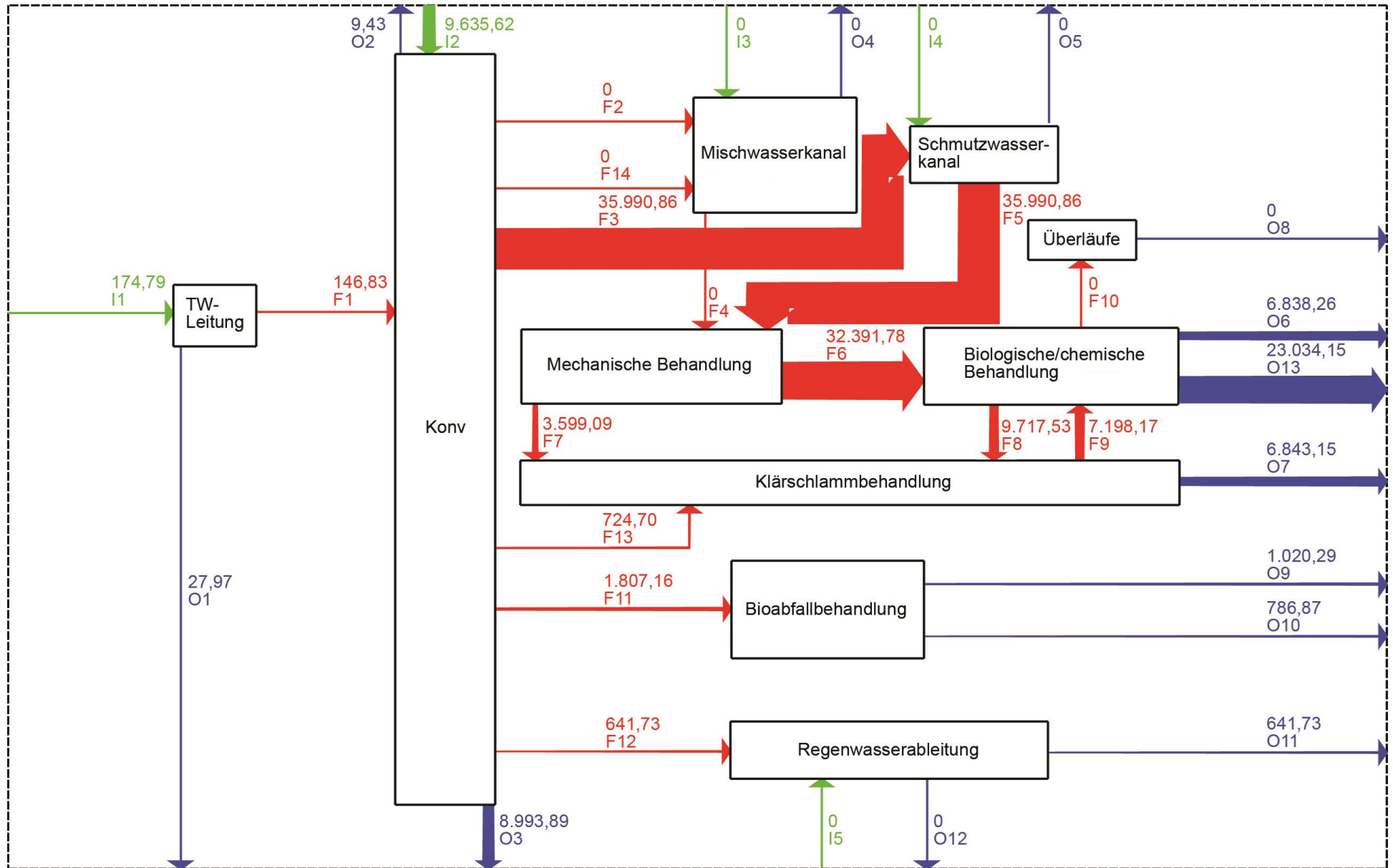


Abbildung 73: Stickstoffbilanzen (t/a) für das konventionelle System (Konv) in Qingdao

I1: Stickstoff-Trinkwasserbereitstellung

I2: Stickstoff-Niederschläge

I3: Stickstoff-Infiltration-Mischwasserableitung

I4: Stickstoff-Infiltration-Schmutzwasserableitung

I5: Stickstoff-Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Stickstoff-Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung

F2: Stickstoff-Abwassereintritt Mischwasserkanal

F3: Stickstoff-Abwassereintritt Schmutzwasserkanal

F4: Stickstoff im Zulauf der Kläranlage aus Mischwasserkanal

F5: Stickstoff im Zulauf der Kläranlage aus Schmutzwasserkanal

F6: Stickstoff nach mechanischer Reinigung

F7: Stickstoff-Primärschlamm

F8: Stickstoff-Überschussschlamm

F9: Stickstoff-Prozesswasser

F10: Stickstoff-Abwassereintritt-Überläufe

F11: Stickstoff-Organische Abfälle (Abfallbehandlung)

F12: Stickstoff-Niederschlagseintritt Regenwasserkanal

F13: Stickstoff-Co-Substrate

F14: Stickstoff-Niederschlagseintritt Mischwasserkanal

O1: Stickstoff-Exfiltration-Trinkwasserleitung

O2: Stickstoff-Trinkwasserverluste

O3: Stickstoff- Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)

O4: Stickstoff-Exfiltration-Mischwasserableitung

O5: Stickstoff-Exfiltration-Schmutzwasserableitung

O6: Stickstoff-Einleitung behandeltes Abwasser

O7: Stickstoff-Verluste

O8: Stickstoff-Einleitung aus Überläufen

O9: Stickstoff-Kompost

O10: Stickstoff-Verluste (Abfallbehandlung)

O11: Stickstoff-Regenwassereinleitung

O12: Stickstoff-Exfiltration-Regenwasserableitung

O13: Stickstoff-Verluste (Abwasserbehandlung)

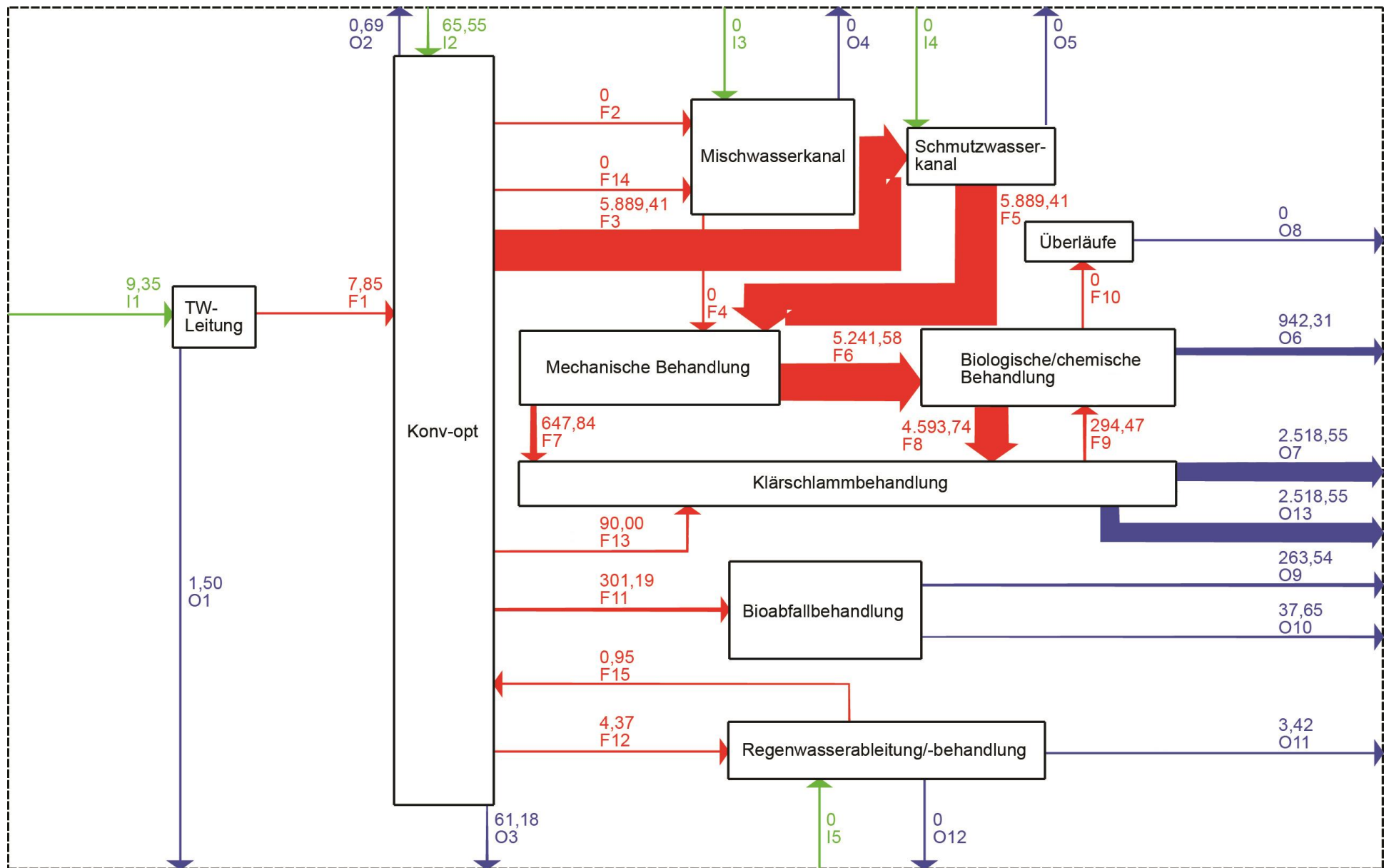


Abbildung 74: Phosphorbilanzen (t/a) für das konventionell-optimierte System (Konv-opt) in Qingdao

I1: Phosphor-Trinkwasserbereitstellung

I2: Phosphor-Niederschläge

I3: Phosphor-Infiltration-Mischwasserableitung

I4: Phosphor-Infiltration-Schmutzwasserableitung

I5: Phosphor-Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Phosphor-Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung

F2: Phosphor-Abwassereintritt Mischwasserkanal

F3: Phosphor-Abwassereintritt Schmutzwasserkanal

F4: Phosphor im Zulauf der Kläranlage aus Mischwasserkanal

F5: Phosphor im Zulauf der Kläranlage aus Schmutzwasserkanal

F6: Phosphor nach mechanischer Reinigung

F7: Phosphor-Primärschlamm

F8: Phosphor-Überschussschlamm

F9: Phosphor-Prozesswasser

F10: Phosphor-Abwassereintritt-Überläufe

F11: Phosphor-Organische Abfälle (Abfallbehandlung)

F12: Phosphor-Niederschlagseintritt Regenwasserkanal

F13: Phosphor-Co-Substrate

F14: Phosphor-Niederschlagseintritt Mischwasserkanal

F15: Phosphor-Brauchwasser

O1: Phosphor-Exfiltration-Trinkwasserleitung

O2: Phosphor-Trinkwasserverluste

O3: Phosphor- Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)

O4: Phosphor-Exfiltration-Mischwasserableitung

O5: Phosphor-Exfiltration-Schmutzwasserableitung

O6: Phosphor-Einleitung behandeltes Abwasser

O7: Phosphor-Reststoffe

O8: Phosphor-Einleitung aus Überläufen

O9: Phosphor-Kompost

O10: Phosphor-Verluste (Abfallbehandlung)

O11: Phosphor-Regenwassereinleitung

O12: Phosphor-Exfiltration-Regenwasserableitung

O13: Phosphor-Rückgewinnung

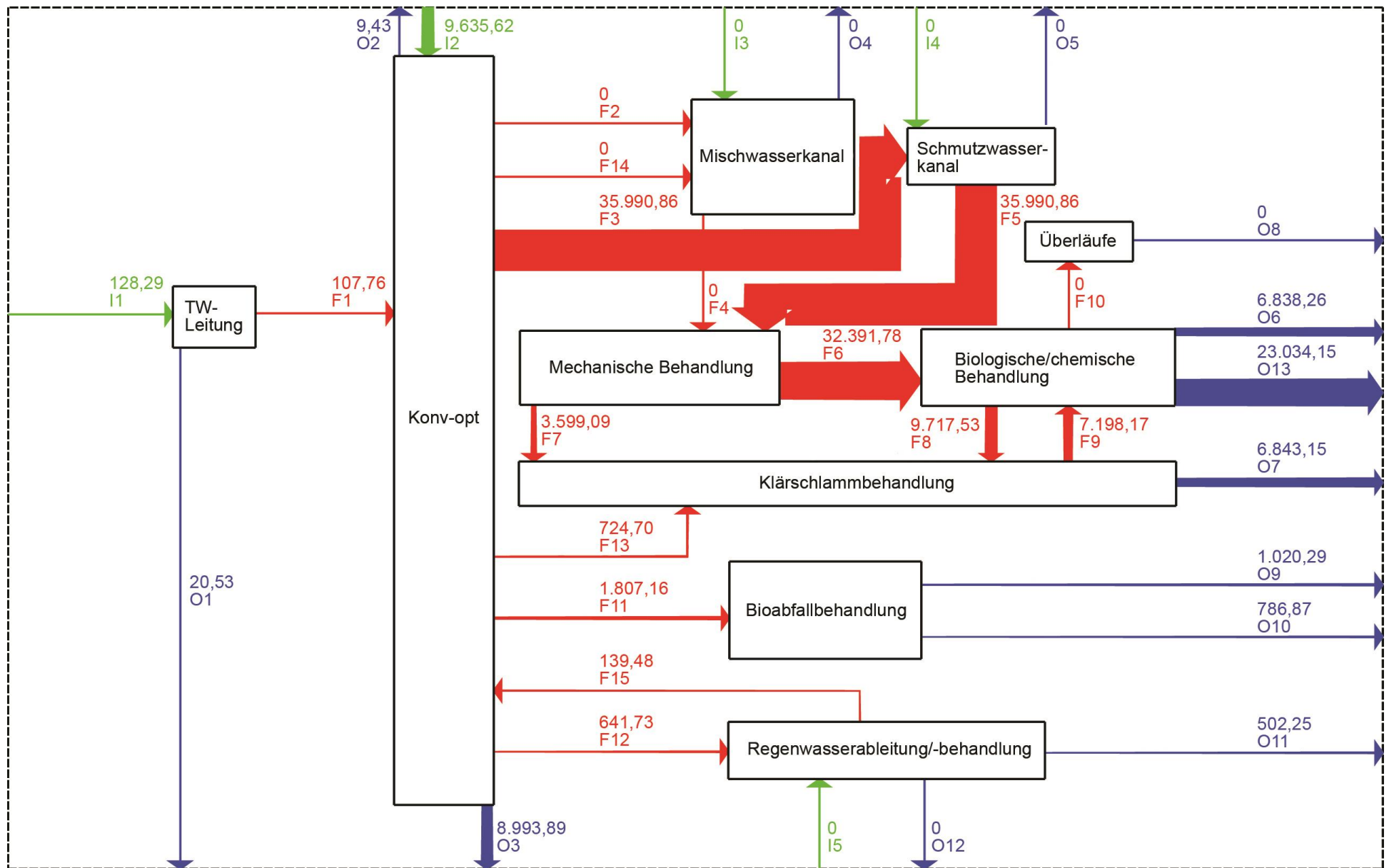


Abbildung 75: Stickstoffbilanzen (t/a) für das konventionell-optimierte System (Konv-opt) in Qingdao

I1: Stickstoff-Trinkwasserbereitstellung

I2: Stickstoff-Niederschläge

I3: Stickstoff-Infiltration-Mischwasserableitung

I4: Stickstoff-Infiltration-Schmutzwasserableitung

I5: Stickstoff-Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Stickstoff-Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung

F2: Stickstoff-Abwassereintritt Mischwasserkanal

F3: Stickstoff-Abwassereintritt Schmutzwasserkanal

F4: Stickstoff im Zulauf der Kläranlage aus Mischwasserkanal

F5: Stickstoff im Zulauf der Kläranlage aus Schmutzwasserkanal

F6: Stickstoff nach mechanischer Reinigung

F7: Stickstoff-Primärschlamm

F8: Stickstoff-Überschussschlamm

F9: Stickstoff-Prozesswasser

F10: Stickstoff-Abwassereintritt-Überläufe

F11: Stickstoff -Organische Abfälle (Abfallbehandlung)

F12: Stickstoff-Niederschlagseintritt Regenwasserkanal

F13: Stickstoff-Co-Substrate

F14: Stickstoff-Niederschlagseintritt Mischwasserkanal

F15: Stickstoff-Brauchwasser

O1: Stickstoff-Exfiltration-Trinkwasserleitung

O2: Stickstoff-Trinkwasserverluste

O3: Stickstoff-Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)

O4: Stickstoff-Exfiltration-Mischwasserableitung

O5: Stickstoff-Exfiltration-Schmutzwasserableitung

O6: Stickstoff-Einleitung behandeltes Abwasser

O7: Stickstoff-Verluste

O8: Stickstoff-Einleitung aus Überläufen

O9: Stickstoff-Kompost

O10: Stickstoff-Verluste (Abfallbehandlung)

O11: Stickstoff-Regenwassereinleitung

O12: Stickstoff-Exfiltration-Regenwasserableitung

O13: Stickstoff-Verluste (Abwasserbehandlung)

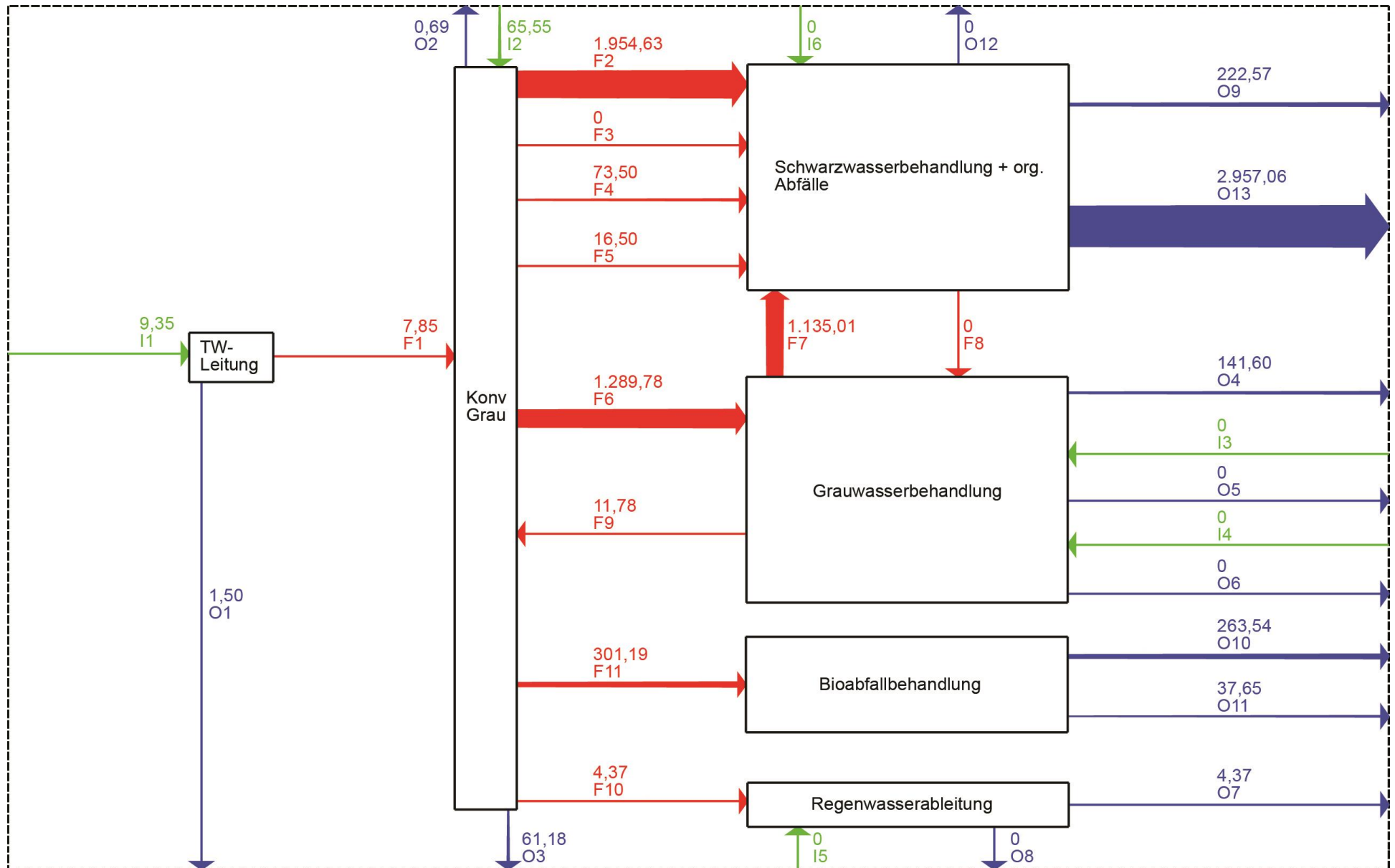


Abbildung 76: Phosphorbilanzen (t/a) für das System KonvGrau in Qingdao

I1: Phosphor-Trinkwasserbereitstellung

I2: Phosphor-Niederschläge

I3: Phosphor-Infiltration-Grauwasserableitung

I4: Phosphor-Infiltration-Brauchwasserleitung

I5: Phosphor-Infiltration-Regenwasserableitung

I6: Phosphor-Infiltration-Schwarzwasserableitung

F1: Phosphor-Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung

F2: Phosphor-Schwarzwassereintritt Schwarzwasserkanal

F3: Phosphor-Speisereste

F4: Phosphor-Rasenschnitt

F5: Phosphor-Fettwasser

F6: Phosphor-Grauwassereintritt Grauwasserkanal

F7: Phosphor-Klärschlammmenge-GW-Behandlung

F8: Phosphor-Prozesswasser

F9: Phosphor-Brauchwasser

F10: Phosphor-Niederschlagseintritt Regenwasserkanal

F11: Phosphor-Organische Abfälle (Abfallbehandlung)

O1: Phosphor-Exfiltration-Trinkwasserleitung

O2: Phosphor-Trinkwasserverluste

O3: Phosphor-Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)

O4: Phosphor-Brauchwasserüberschuss

O5: Phosphor-Exfiltration-Grauwasserableitung

O6: Phosphor-Exfiltration-Brauchwasserleitung

O7: Phosphor-Regenwassereinleitung

O8: Phosphor-Exfiltration-Regenwasserableitung

O9: Phosphor-Einleitung behandeltes Schwarzwasser

O10: Phosphor-Kompost

O11: Phosphor-Verluste (Abfallbehandlung)

O12: Phosphor-Exfiltration-Schwarzwasserableitung

O13: Phosphor-Reststoffe

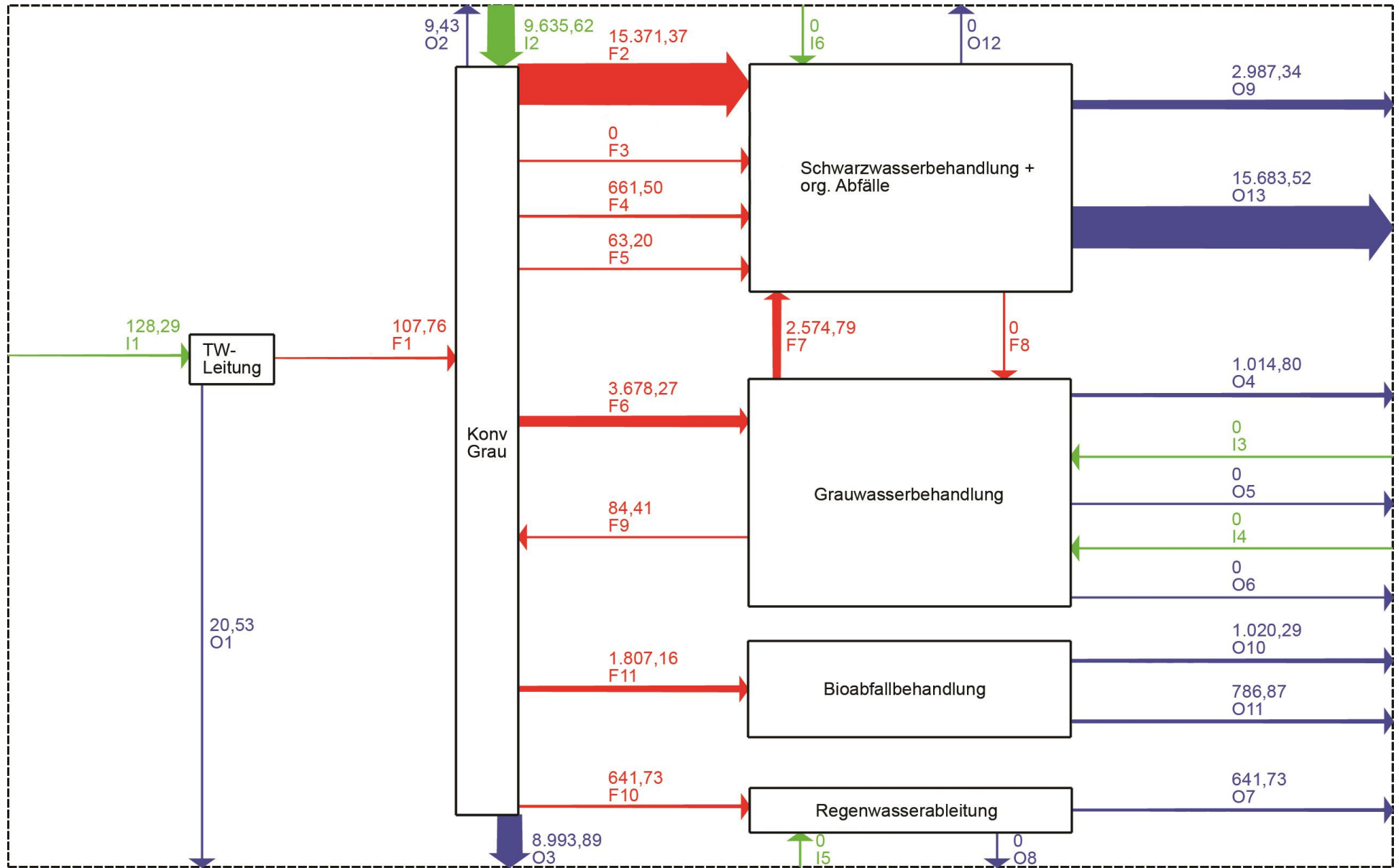


Abbildung 77: Stickstoffbilanzen (t/a) für das System KonvGrau in Qingdao

I1: Stickstoff-Trinkwasserbereitstellung

I2: Stickstoff-Niederschläge

I3: Stickstoff-Infiltration-Grauwasserableitung

I4: Stickstoff-Infiltration-Brauchwasserleitung

I5: Stickstoff-Infiltration-Regenwasserableitung

I6: Stickstoff-Infiltration-Schwarzwasserableitung

F1: Stickstoff-Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung

F2: Stickstoff-Schwarzwassereintritt Schwarzwasserkanal

F3: Stickstoff-Speisereste

F4: Stickstoff-Rasenschnitt

F5: Stickstoff-Fettwasser

F6: Stickstoff-Grauwassereintritt Grauwasserkanal

F7: Stickstoff-Klärschlammmenge-GW-Behandlung

F8: Stickstoff-Prozesswasser

F9: Stickstoff-Brauchwasser

F10: Stickstoff-Niederschlagseintritt Regenwasserkanal

F11: Stickstoff-Organische Abfälle (Abfallbehandlung)

O1: Stickstoff-Exfiltration-Trinkwasserleitung

O2: Stickstoff-Trinkwasserverluste

O3: Stickstoff-Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)

O4: Stickstoff-Brauchwasserüberschuss

O5: Stickstoff-Exfiltration-Grauwasserableitung

O6: Stickstoff-Exfiltration-Brauchwasserleitung

O7: Stickstoff-Regenwassereinleitung

O8: Stickstoff-Exfiltration-Regenwasserableitung

O9: Stickstoff-Einleitung behandeltes Schwarzwasser

O10: Stickstoff-Kompost

O11: Stickstoff-Verluste (Abfallbehandlung)

O12: Stickstoff-Exfiltration-Schwarzwasserableitung

O13: Stickstoff-Verluste

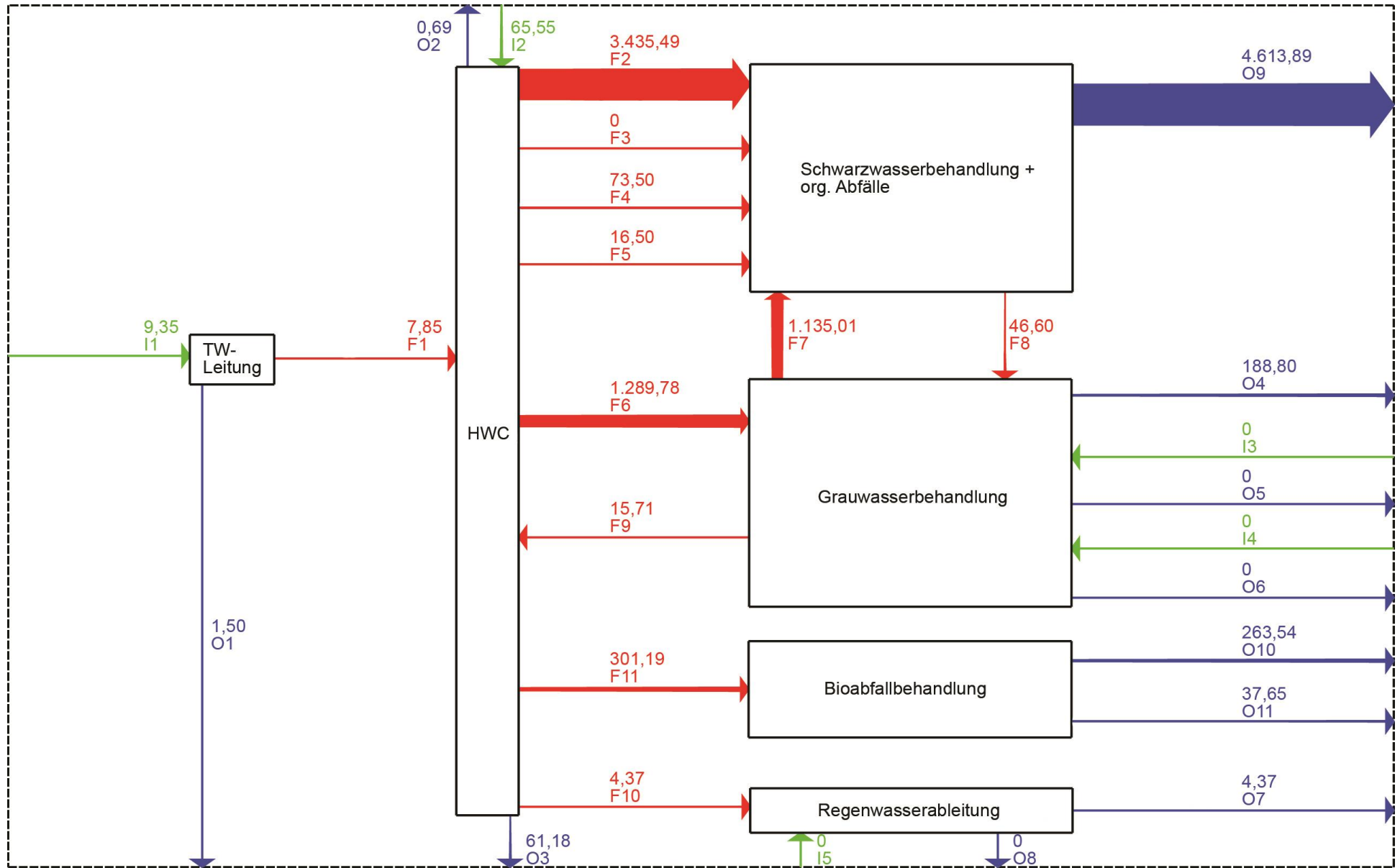


Abbildung 78: Phosphorbilanzen (t/a) für das System HWC in Qingdao

I1: Phosphor-Trinkwasserbereitstellung
I2: Phosphor-Niederschläge
I3: Phosphor-Infiltration-Grauwasserableitung
I4: Phosphor-Infiltration-Brauchwasserleitung
I5: Phosphor-Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Phosphor-Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung
F2: Phosphor-Schwarzwassereintritt Schwarzwasserkanal
F3: Phosphor-Speisereste
F4: Phosphor-Rasenschnitt
F5: Phosphor-Fettwasser
F6: Phosphor-Grauwassereintritt Grauwasserkanal
F7: Phosphor-Klärschlammmenge-GW-Behandlung
F8: Phosphor-Prozesswasser (Flüssige Phase der Gärreste)
F9: Phosphor-Brauchwasser
F10: Phosphor-Niederschlagseintritt Regenwasserkanal
F11: Phosphor-Organische Abfälle (Abfallbehandlung)

O1: Phosphor-Exfiltration-Trinkwasserleitung
O2: Phosphor-Trinkwasserverluste
O3: Phosphor-Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)
O4: Phosphor-Brauchwasserüberschuss
O5: Phosphor-Exfiltration-Grauwasserableitung
O6: Phosphor-Exfiltration-Brauchwasserleitung
O7: Phosphor-Regenwassereinleitung
O8: Phosphor-Exfiltration-Regenwasserableitung
O9: Phosphor-Feste Phase der Gärreste
O10: Phosphor-Kompost
O11: Phosphor-Verluste (Abfallbehandlung)

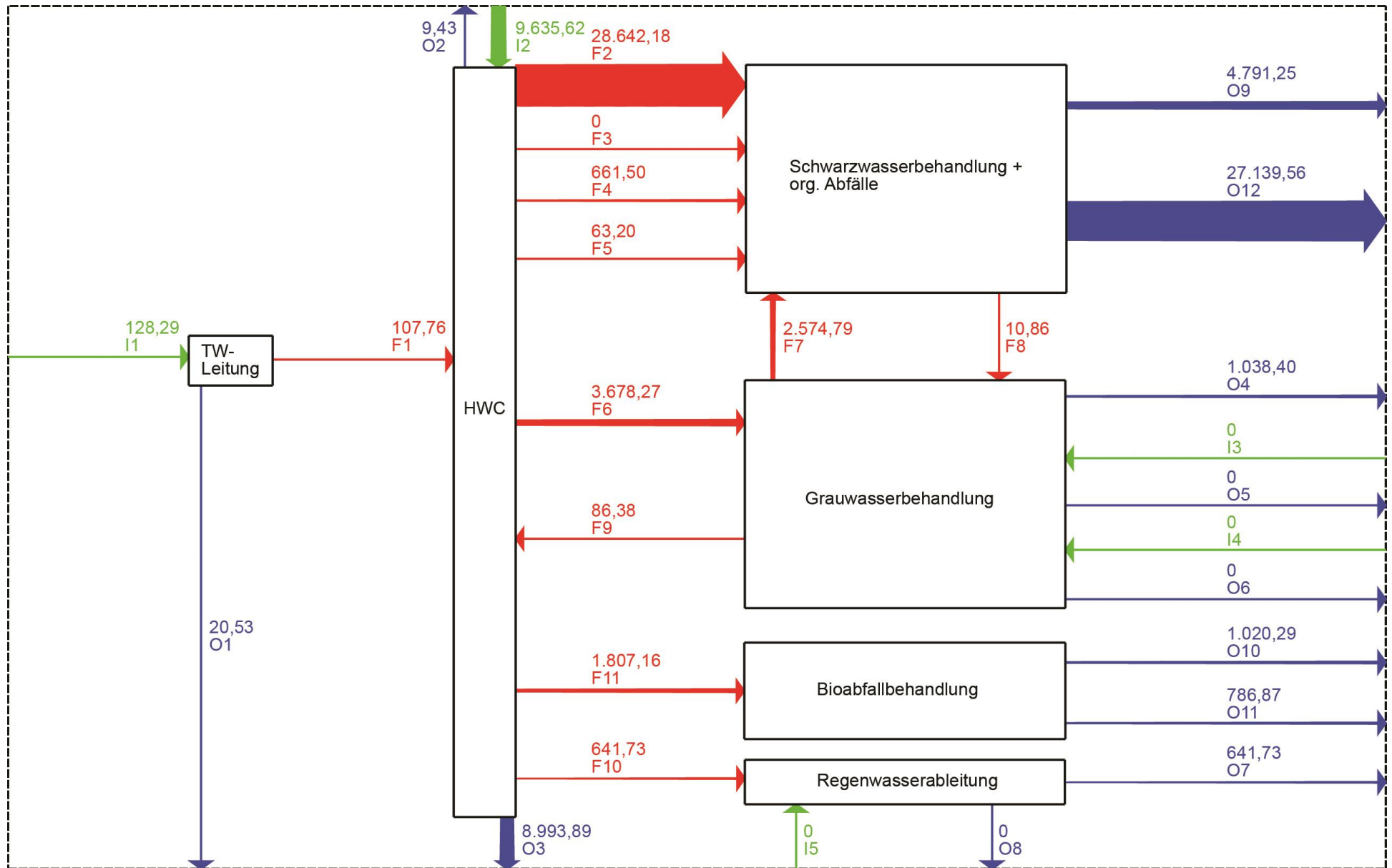


Abbildung 79: Stickstoffbilanzen (t/a) für das System HWC in Qingdao

I1: Stickstoff-Trinkwasserbereitstellung
I2: Stickstoff-Niederschläge
I3: Stickstoff-Infiltration-Grauwasserableitung
I4: Stickstoff-Infiltration-Brauchwasserleitung
I5: Stickstoff-Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Stickstoff-Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung
F2: Stickstoff-Schwarzwassereintritt Schwarzwasserkanal
F3: Stickstoff-Speisereste
F4: Stickstoff-Rasenschnitt
F5: Stickstoff-Fettwasser
F6: Stickstoff-Grauwassereintritt Grauwaterkanal
F7: Stickstoff-Klärschlammmenge-GW-Behandlung
F8: Stickstoff-Prozesswasser (Flüssige Phase der Gärreste)
F9: Stickstoff-Brauchwasser
F10: Stickstoff-Niederschlagseintritt Regenwaterkanal
F11: Stickstoff-Organische Abfälle (Abfallbehandlung)

O1: Stickstoff-Exfiltration-Trinkwaterleitung
O2: Stickstoff-Trinkwasserverluste
O3: Stickstoff-Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)
O4: Stickstoff-Brauchwaterüberschuss
O5: Stickstoff-Exfiltration-Grauwaterableitung
O6: Stickstoff-Exfiltration-Brauchwaterleitung
O7: Stickstoff-Regenwassereinleitung
O8: Stickstoff-Exfiltration-Regenwaterableitung
O9: Stickstoff-Feste Phase der Gärreste
O10: Stickstoff-Kompost
O11: Stickstoff-Verluste (Abfallbehandlung)
O12: Stickstoff-Verluste

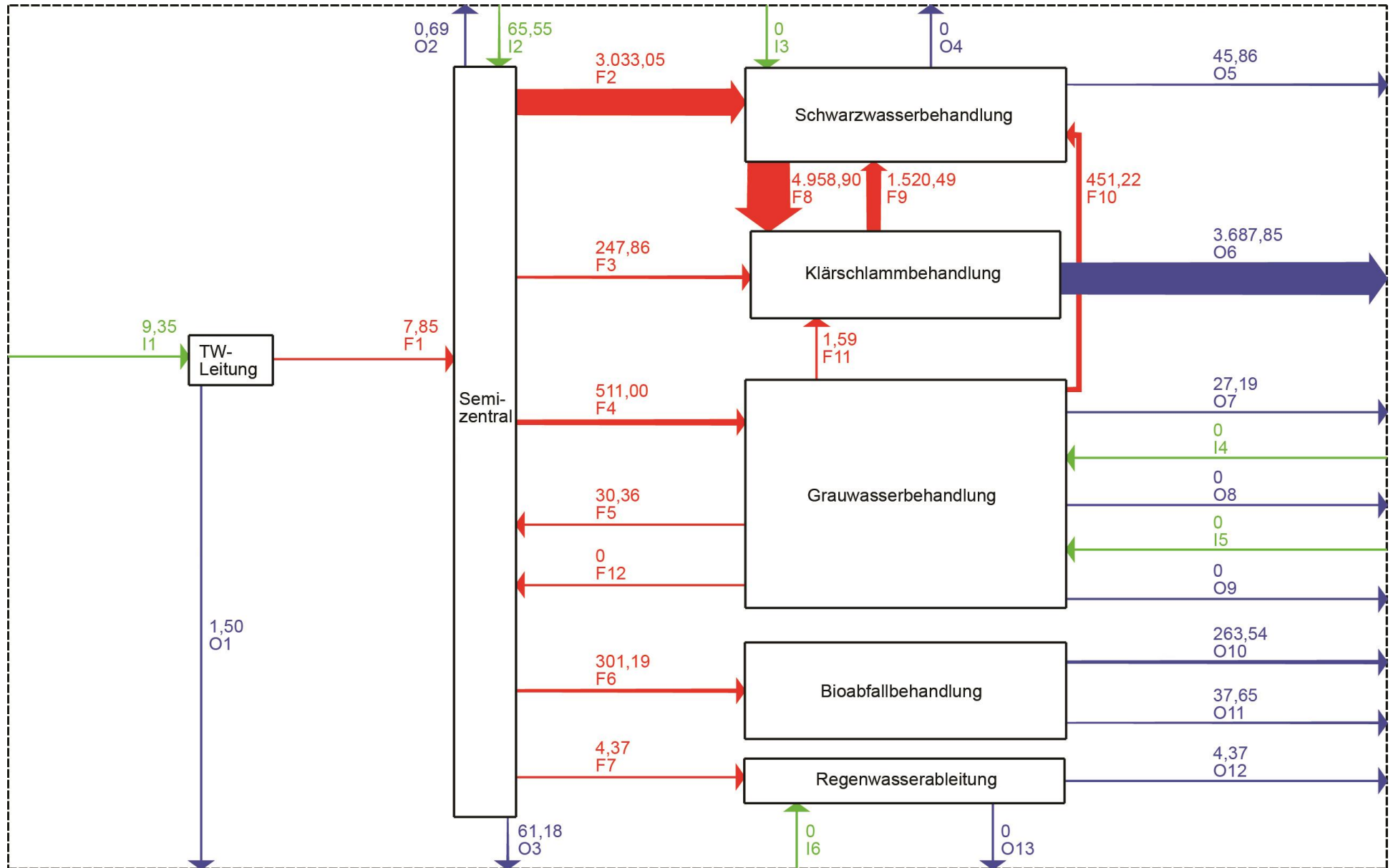


Abbildung 80: Phosphorbilanzen (t/a) für das System Semizentral in Qingdao

I1: Phosphor-Trinkwasserbereitstellung

I2: Phosphor-Niederschläge

I3: Phosphor-Infiltration-Schwarzwasserableitung

I4: Phosphor-Infiltration-Grauwasserableitung

I5: Phosphor-Infiltration-Brauchwasserleitung

I6: Phosphor-Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Phosphor-Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung

F2: Phosphor-Schwarzwassereintritt Schwarzwasserkanal

F3: Phosphor-Speisereste

F4: Phosphor-Grauwassereintritt Grauwasserkanal

F5: Phosphor-Brauchwasser für die Toilettenspülung

F6: Phosphor-Organische Abfälle (Abfallbehandlung)

F7: Phosphor-Niederschlagseintritt Regenwasserkanal

F8: Phosphor-Klärschlämme (GW, SW)

F9: Phosphor-Prozesswasser

F10: Phosphor-Klärschlammmenge-GW-Behandlung

F11: Phosphor-Brauchwasser zum Anmaischen

F12: Phosphor-Brauchwasser zu Bewässerung

O1: Phosphor-Exfiltration-Trinkwasserleitung

O2: Phosphor-Trinkwasserverluste

O3: Phosphor-Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)

O4: Phosphor- Exfiltration-Schwarzwasserableitung

O5: Phosphor-Einleitung behandeltes Schwarzwasser

O6: Phosphor-Biosolids

O7: Phosphor-Brauchwasserüberschuss

O8: Phosphor-Exfiltration-Grauwasserableitung

O9: Phosphor-Exfiltration-Brauchwasserleitung

O10: Phosphor-Kompost

O11: Phosphor-Verluste (Abfallbehandlung)

O12: Phosphor-Regenwassereinleitung

O13: Phosphor-Exfiltration-Regenwasserableitung

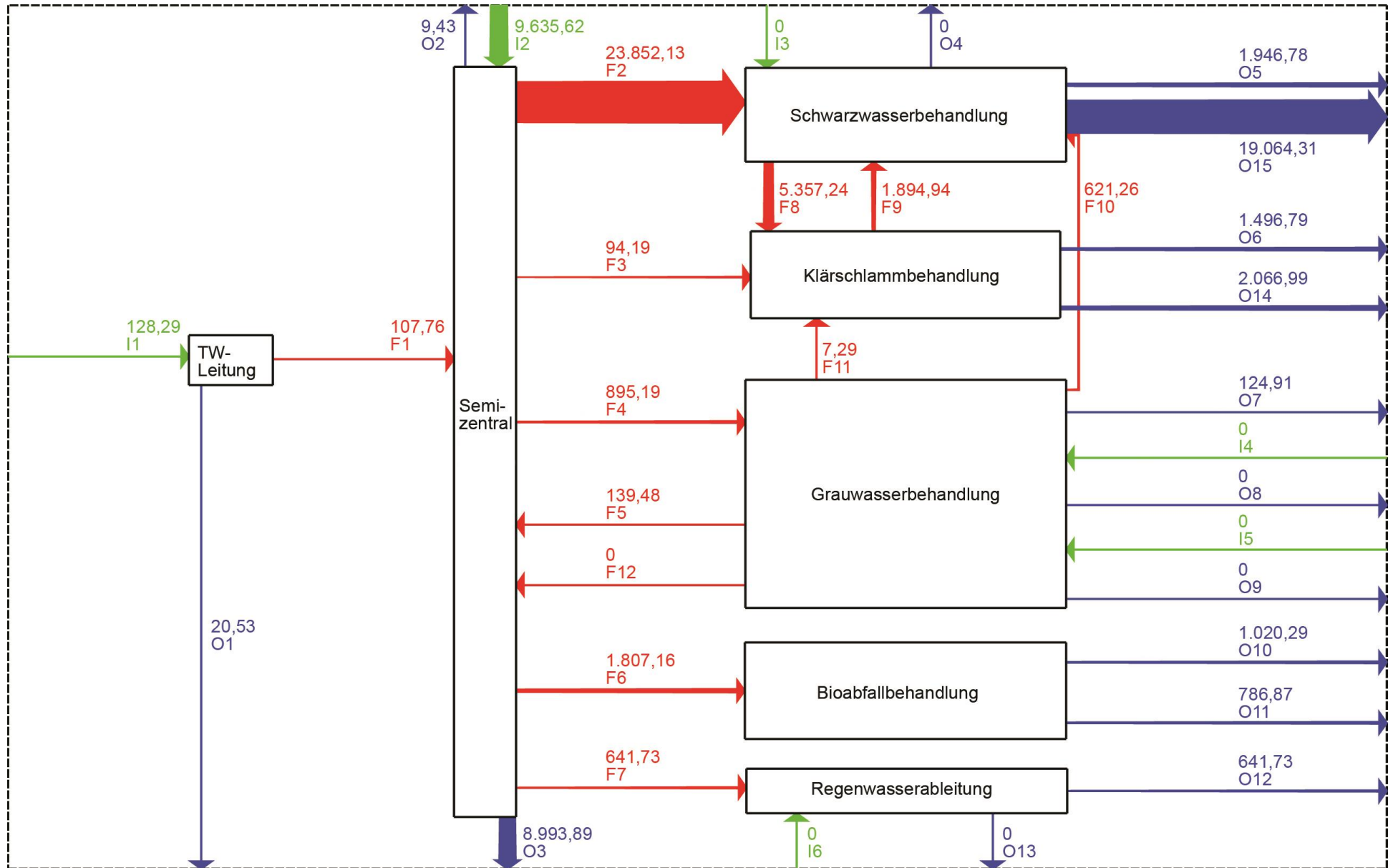


Abbildung 81: Stickstoffbilanzen (t/a) für das System Semizentral in Qingdao

I1: Stickstoff-Trinkwasserbereitstellung
I2: Stickstoff-Niederschläge
I3: Stickstoff-Infiltration-Schwarzwasserableitung
I4: Stickstoff-Infiltration-Grauwasserableitung
I5: Stickstoff-Infiltration-Brauchwasserleitung
I6: Stickstoff-Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Stickstoff-Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung
F2: Stickstoff-Schwarzwassereintritt Schwarzwasserkanal
F3: Stickstoff-Speisereste
F4: Stickstoff-Grauwassereintritt Grauwaterkanal
F5: Stickstoff-Brauchwasser für die Toilettenspülung
F6: Stickstoff-Organische Abfälle (Abfallbehandlung)
F7: Stickstoff-Niederschlagseintritt Regenwaterkanal
F8: Stickstoff-Klärschlämme (GW, SW)
F9: Stickstoff-Prozesswasser
F10: Stickstoff-Klärschlammmenge-GW-Behandlung
F11: Stickstoff-Brauchwasser zum Anmaischen
F12: Stickstoff-Brauchwasser zu Bewässerung

O1: Stickstoff-Exfiltration-Trinkwaterleitung
O2: Stickstoff-Trinkwasserverluste
O3: Stickstoff-Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)
O4: Stickstoff-Exfiltration-Schwarzwaterableitung
O5: Stickstoff-Einleitung behandeltes Schwarzwater
O6: Stickstoff-Biosolids
O7: Stickstoff-Brauchwaterüberschuss
O8: Stickstoff-Exfiltration-Grauwaterableitung
O9: Stickstoff-Exfiltration-Brauchwaterleitung
O10: Stickstoff-Kompost
O11: Stickstoff-Verluste (Abfallbehandlung)
O12: Stickstoff-Regenwassereinleitung
O13: Stickstoff-Exfiltration-Regenwaterableitung
O14: Stickstoff-Verluste-Klärschlammbehandlung
O15: Stickstoff-Verluste-SW-Behandlung

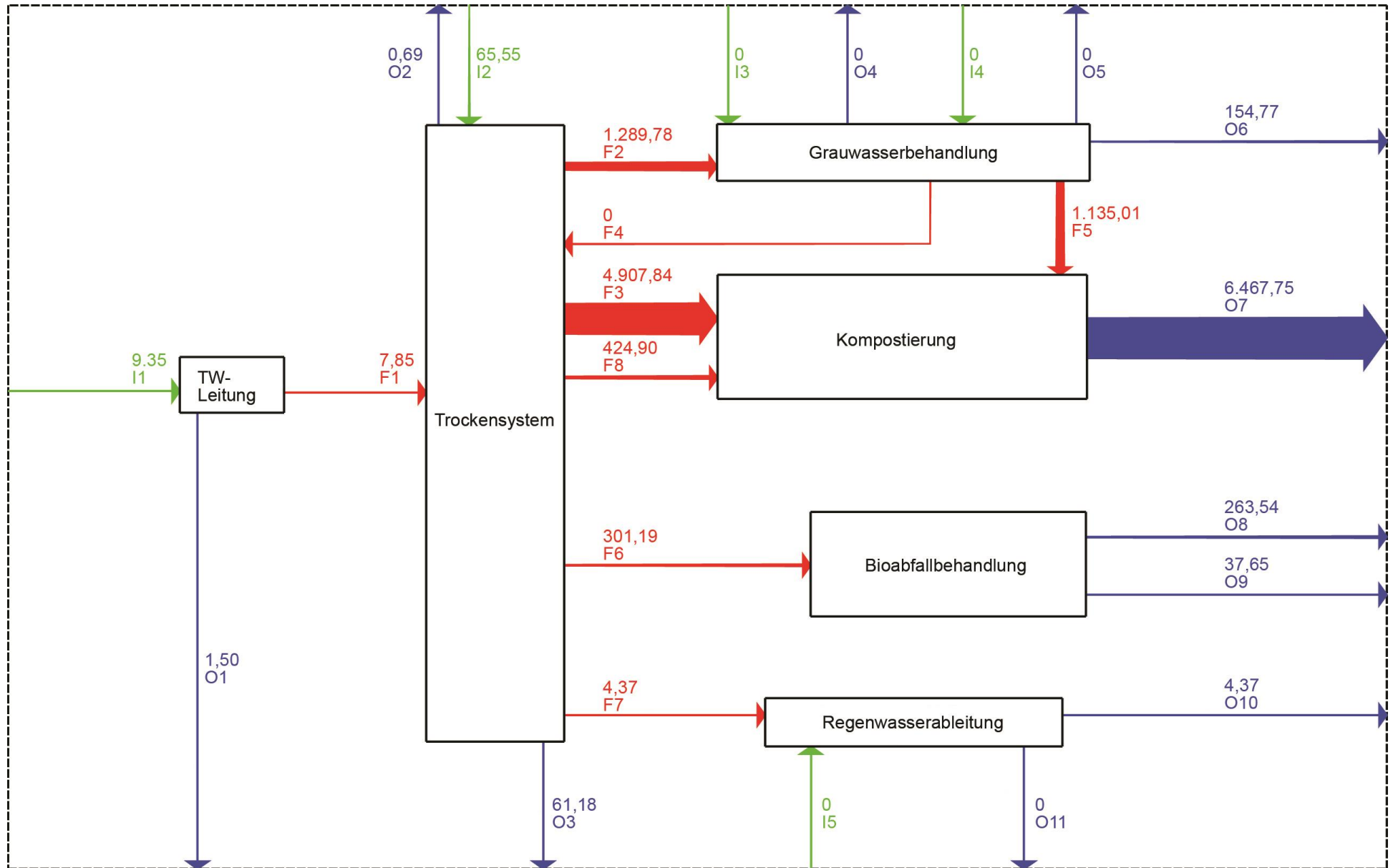


Abbildung 82: Phosphorbilanzen (t/a) für das Trockensystem in Qingdao

I1: Phosphor-Trinkwasserbereitstellung
I2: Phosphor-Niederschläge
I3: Phosphor-Infiltration-Grauwasserableitung
I4: Phosphor-Infiltration-Brauchwasserleitung
I5: Phosphor-Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Phosphor-Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung
F2: Phosphor-Grauwassereintritt Grauwasserkanal
F3: Phosphor-Fäkalien
F4: Phosphor-Brauchwassernutzung
F5: Phosphor-Klärschlammmenge-GW-Behandlung
F6: Phosphor-Organische Abfälle (Abfallbehandlung)
F7: Phosphor-Niederschlagseintritt Regenwasserkanal
F8: Phosphor-Co-Substrate

O1: Phosphor-Exfiltration-Trinkwasserleitung
O2: Phosphor-Trinkwasserverluste
O3: Phosphor-Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)
O4: Phosphor-Exfiltration-Grauwasserableitung
O5: Phosphor-Exfiltration-Brauchwasserleitung
O6: Phosphor-Brauchwasserüberschuss
O7: Phosphor-Kompost
O8: Phosphor-Kompost (Abfallbehandlung)
O9: Phosphor-Verluste (Abfallbehandlung)
O10: Phosphor-Regenwassereinleitung
O11: Phosphor-Exfiltration-Regenwasserableitung

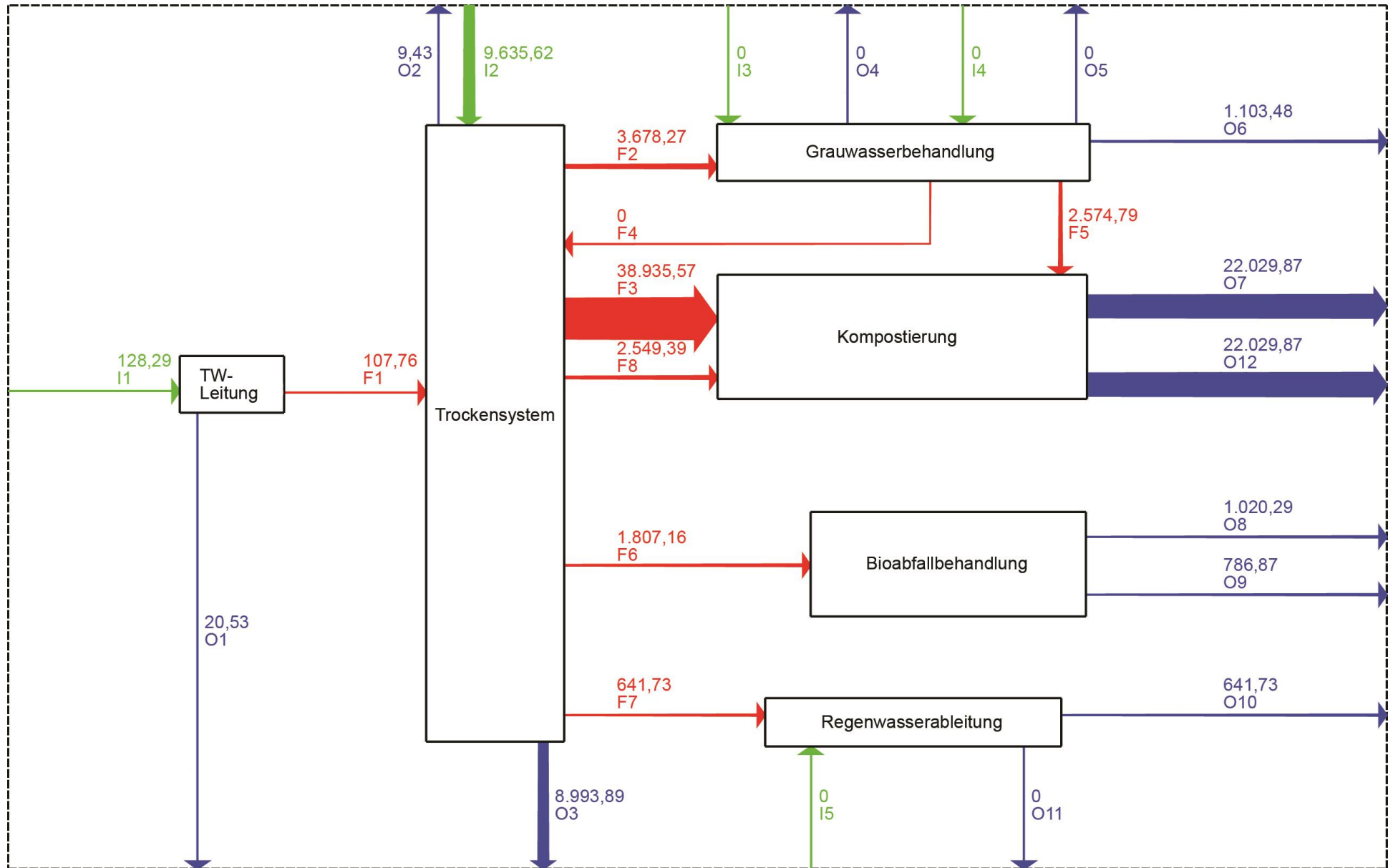


Abbildung 83: Stickstoffbilanzen (t/a) für das Trockensystem in Qingdao

I1: Stickstoff-Trinkwasserbereitstellung
I2: Stickstoff-Niederschläge
I3: Stickstoff-Infiltration-Grauwasserableitung
I4: Stickstoff-Infiltration-Brauchwasserleitung
I5: Stickstoff-Infiltration-Regenwasserableitung

F1: Stickstoff-Verfügbares Trinkwasser zur Nutzung
F2: Stickstoff-Grauwassereintritt Grauwasserkanal
F3: Stickstoff-Fäkalien
F4: Stickstoff-Brauchwassernutzung
F5: Stickstoff-Klärschlammmenge-GW-Behandlung
F6: Stickstoff-Organische Abfälle (Abfallbehandlung)
F7: Stickstoff-Niederschlagseintritt Regenwasserkanal
F8: Stickstoff-Co-Substrate

O1: Stickstoff-Exfiltration-Trinkwasserleitung
O2: Stickstoff-Trinkwasserverluste
O3: Stickstoff-Niederschläge (Versickerung, Verdunstung, direkter Abfluss)
O4: Stickstoff-Exfiltration-Grauwasserableitung
O5: Stickstoff-Exfiltration-Brauchwasserleitung
O6: Stickstoff-Brauchwasserüberschuss
O7: Stickstoff-Kompost
O8: Stickstoff-Kompost (Abfallbehandlung)
O9: Stickstoff-Verluste (Abfallbehandlung)
O10: Stickstoff-Regenwassereinleitung
O11: Stickstoff-Exfiltration-Regenwasserableitung
O12: Stickstoff-Verluste

11.5 Gewichtung der Bewertungskriterien

Tabelle 29: Gewichtung der Bewertungskriterien in der Bewertungskategorie Ökologie – Paarweiser Vergleich

als wichtiger		Bewertungskriterien						Anteil (%) Gewichtung
		Trinkwasserbedarf	Strombilanz	Wärmebilanz	Gewässerschutz	P-Rückgewinnung	Summe	
Bewertungskriterien	Trinkwasserbedarf		1	1	1	1	4	20
	Strombilanz	1		1	1	1	4	20
	Wärmebilanz	1	1		1	1	4	20
	Gewässerschutz	1	1	1		1	4	20
	P-Rückgewinnung	1	1	1	1		4	20
	Summe	4	4	4	4	4	20	100

Bewertungsmaßstab:	0	weniger wichtig als die andere Kategorie
	1	gleich wichtig wie die andere Kategorie
	2	wichtiger als die andere Kategorie

Tabelle 30: Gewichtung der Bewertungskriterien in der Kategorie Technik – Paarweiser Vergleich

als wichtiger		Bewertungskriterien				Anteil (%) Gewichtung
		Betriebssicherheit/Robustheit	Anpassungsfähigkeit/ Integrierbarkeit	Monitoring-Aufwand	Summe	
Bewertungskriterien	Betriebssicherheit/Robustheit		1	1	2	33
	Anpassungsfähigkeit/Integrierbarkeit	1		1	2	33
	Monitoring-Aufwand	1	1		2	33
	Summe	2	2	2	6	100

Bewertungsmaßstab:

0	weniger wichtig als die andere Kategorie
1	gleich wichtig wie die andere Kategorie
2	wichtiger als die andere Kategorie

Tabelle 31: Gewichtung der Bewertungskriterien in der Bewertungskategorie Soziokulturelles – Paarweiser Vergleich

als wichtiger		Bewertungskriterien								Anteil (%) Gewichtung
		Bedienungskomfort/ Alltagstauglichkeit	Adaptionsfähigkeit/ Bereitschaft (Akzeptanz) zur Verhaltensänderung	Systemkonformes Verhalten (Verantwortung der Nutzer/kein Missbrauch)	Schaffung von Umweltbewusstsein	Lärmbelästigung	Geruchsbelästigung	Internationale Wettbewerbsfähigkeit (Exportpotenzial/Schaffung von Arbeitsplätzen)	Summe	
Bewertungskriterien	Bedienungskomfort/ Alltagstauglichkeit		1	1	1	1	1	1	6	14
	Adaptionsfähigkeit/ Bereitschaft (Akzeptanz) zur Verhaltensänderung	1		1	1	1	1	1	6	14
	Systemkonformes Verhalten (Verantwortung der Nutzer/kein Missbrauch)	1	1		1	1	1	1	6	14
	Schaffung von Umweltbewusstsein	1	1	1		1	1	1	6	14
	Lärmbelästigung	1	1	1	1		1	1	6	14
	Geruchsbelästigung	1	1	1	1	1		1	6	14
	Internationale Wettbewerbsfähigkeit (Exportpotenzial/Schaffung von Arbeitsplätzen)	1	1	1	1	1	1		6	14
	Summe	6	6	6	6	6	6	6	42	100

Bewertungsmaßstab:

0 weniger wichtig als die andere Kategorie

1 gleich wichtig wie die andere Kategorie

2 wichtiger als die andere Kategorie

11.6 Zielertragsbestimmung für die ökologischen Bewertungskriterien

Im Folgenden werden für die Städte Hamburg und Qingdao die Bestimmung der Zielerträge für die Bewertungskriterien innerhalb der Bewertungskategorie „Ökologie“ in tabellarischer Form dargestellt.

11.6.1 Hamburg

Tabelle 32: Bestimmung der Zielerträge für die technischen Systemvarianten — Strombilanzen

Systemvariante	Strombilanz [GWh/a]	Zielertrag	Wertebereich/Skalierung
Konv	-63	5	60 – 80 = 5
Konv-opt	-84	4	81 – 100 = 4
KonvGrau	-152	1	101 – 120 = 3
HWC	-149	1	121 – 140 = 2
Semizentral	-133	2	141 – 160 = 1
Trockensystem	-134	2	

Tabelle 33: Bestimmung der Zielerträge für die technischen Systemvarianten — Wärmebilanzen

Systemvariante	Wärmebilanz [GWh/a]	Zielertrag	Wertebereich/Skalierung
Konv	9	2	601 – 800 = 5
Konv-opt	127	2	401 – 600 = 4
KonvGrau	685	5	201 – 400 = 3
HWC	29	2	1 – 200 = 2
Semizentral	-48	1	< 0 = 1
Trockensystem	680	5	

Tabelle 34: Bestimmung der Zielerträge für die technischen Systemvarianten — Gewässerschutz

Systemvariante	N- und P-Einleitung [t/a]	Zielertrag	Wertebereich/Skalierung
Konv	1.505	1	0 – 300 = 5
Konv-opt	1.505	1	301 – 600 = 4
KonvGrau	823	3	601 – 900 = 3
HWC	0	5	901 – 1200 = 2
Semizentral	505	4	> 1200 = 1
Trockensystem	0	5	

Tabelle 35: Bestimmung der Zielerträge für die technischen Systemvarianten — P-Rückgewinnung

Systemvariante	P-Rückgewinnung [t/a]	Zielertrag	Wertebereich/Skalierung
Konv	0	1	> 1200 = 5
Konv-opt	524	2	901 – 1200 = 4
KonvGrau	0	1	601 – 900 = 3
HWC	1.042	4	301 – 600 = 2
Semizentral	918	4	0 – 300 = 1
Trockensystem	1.330	5	

11.6.2 Qingdao

Tabelle 36: Bestimmung der Zielerträge für die technischen Systemvarianten — Strombilanzen

Systemvariante	Strombilanz [GWh/a]	Zielertrag	Wertebereich/Skalierung
Konv	-336	5	$< 400 = 5$ $401 - 450 = 4$ $451 - 500 = 3$ $501 - 550 = 2$ $> 550 = 1$
Konv-opt	-531	2	
KonvGrau	-696	1	
HWC	-670	1	
Semizentral	-520	2	
Trockensystem	-544	2	

Tabelle 37: Bestimmung der Zielerträge für die technischen Systemvarianten — Wärmebilanzen

Systemvariante	Wärmebilanz [GWh/a]	Zielertrag	Wertebereich/Skalierung
Konv	97	2	$2.101 - 2.800 = 5$ $1.401 - 2.100 = 4$ $701 - 1.400 = 3$ $1 - 700 = 2$ $< 0 = 1$
Konv-opt	568	2	
KonvGrau	2.618	5	
HWC	-18	1	
Semizentral	-171	1	
Trockensystem	2.592	5	

Tabelle 38: Bestimmung der Zielerträge für die technischen Systemvarianten — Gewässerschutz

Systemvariante	N- und P-Einleitung [t/a]	Zielertrag	Wertebereich/Skalierung
Konv	7.781	1	$0 - 1500 = 5$ $1.501 - 3.000 = 4$ $3.001 - 4.500 = 3$ $4.501 - 6.000 = 2$ $> 6000 = 1$
Konv-opt	7.781	1	
KonvGrau	3.210	3	
HWC	0	5	
Semizentral	1.993	4	
Trockensystem	0	5	

Tabelle 39: Bestimmung der Zielerträge für die technischen Systemvarianten — P-Rückgewinnung

Systemvariante	P-Rückgewinnung [t/a]	Zielertrag	Wertebereich/Skalierung
Konv	0	1	$> 6.000 = 5$ $4.501 - 6.000 = 4$ $3.001 - 4.500 = 3$ $1.501 - 3.000 = 2$ $0 - 1.500 = 1$
Konv-opt	2.519	2	
KonvGrau	0	1	
HWC	4.614	4	
Semizentral	3.688	3	
Trockensystem	6.468	5	

11.7 Ergebnisse der Nutzwertanalyse mit Priorisierung bzw. höherer Gewichtung einzelner Bewertungskategorien für Hamburg

Tabelle 40: Nutzwertanalyse mit Priorisierung der Bewertungskategorie „Ökologie“ für Hamburg

Bewertungskategorien/-kriterien	Gewichtung	Konv		Konv-opt		KonvGrau		HWC*		Semizentral*		Trockensystem	
<u>Ökologie</u>	Gewichtung	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert
Trinkwasserbedarf	13.33	1	13.33	5	66.67	5	66.67	5	66.67	5	66.67	5	66.67
Strombilanz (Produktion - Bedarf)	13.33	5	66.67	4	53.33	1	13.33	1	13.33	2	26.67	2	26.67
Wärmebilanz (Produktion - Bedarf)	13.33	2	26.67	2	26.67	5	66.67	2	26.67	1	13.33	5	66.67
Gewässerschutz (Reduzierung des Eintrags von N und P)	13.33	1	13.33	1	13.33	3	40.00	5	66.67	4	53.33	5	66.67
Phosphorrückgewinnung	13.33	1	13.33	2	26.67	1	13.33	4	53.33	4	53.33	5	66.67
Summe (Ökologie)	66.67	10	133.33	14	186.67	15	200.00	17	226.67	16	213.33	22	293.33
<u>Technik</u>	Gewichtung	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert
Betriebssicherheit/Robustheit	5.56	5	27.78	4	22.22	4	22.22	1	5.56	4	22.22	2	11.11
Anpassungsfähigkeit (Skalierbarkeit/Erweiterbarkeit/Flexibilität), Integrierbarkeit mit anderen/bestehenden Infrastruktursystemen (z.B. Bioabfallbehandlung)	5.56	1	5.56	1	5.56	2	11.11	5	27.78	5	27.78	5	27.78
Monitoring-Aufwand	5.56	5	27.78	5	27.78	4	22.22	1	5.56	3	16.67	4	22.22
Summe (Technik)	16.67	11	61.11	10	55.56	10	55.56	7	38.89	12	66.67	11	61.11
<u>Soziokulturelles</u>	Gewichtung	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert
Bedienungskomfort/Alltagstauglichkeit	2.38	5	11.90	5	11.90	5	11.90	3	7.14	5	11.90	1	2.38
Adaptionsfähigkeit/ Bereitschaft (Akzeptanz) zur Verhaltensänderung	2.38	5	11.90	5	11.90	5	11.90	3	7.14	5	11.90	1	2.38
Systemkonformes Verhalten (Verantwortung der Nutzer / kein Missbrauch)	2.38	5	11.90	5	11.90	5	11.90	1	2.38	5	11.90	2	4.76
Schaffung von Umweltbewusstsein	2.38	1	2.38	2	4.76	2	4.76	4	9.52	2	4.76	5	11.90
Lärmbelästigung	2.38	5	11.90	5	11.90	5	11.90	1	2.38	5	11.90	5	11.90
Geruchsbelästigung	2.38	5	11.90	5	11.90	5	11.90	5	11.90	5	11.90	1	2.38
Internationale Wettbewerbsfähigkeit (Exportpotenzial/Schaffung von Arbeitsplätzen)	2.38	1	2.38	2	4.76	3	7.14	5	11.90	5	11.90	2	4.76
Summe (Soziokulturelles)	16.67	27	64.29	29	69.05	30	71.43	22	52.38	32	76.19	17	40.48
Gesamtsumme	100.00	48	258.73	53	311.27	55	326.98	46	317.94	60	356.19	50	394.92

Bei den dargestellten Ergebnissen sind die Werte auf zwei Dezimalstellen gerundet.

*Die eingesetzten Co-Substratmengen in diesen Systemvarianten unterscheiden sich von den Co-Substratmengen in den Umsetzungsprojekten (siehe Kapitel 5.5.4).

Nachhaltigste Systemvariante in der Gesamtbewertung

Beste Systemvariante innerhalb der Bewertungskategorien

Nicht-nachhaltigste Systemvariante in der Gesamtbewertung

Schlechteste Systemvariante innerhalb der Bewertungskategorien

Tabelle 41: Nutzwertanalyse mit Priorisierung der Bewertungskategorie „Technik“ für Hamburg

Bewertungskategorien/-kriterien	Gewichtung	Konv		Konv-opt		KonvGrau		HWC*		Semizentral*		Trockensystem	
<u>Ökologie</u>	Gewichtung	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert
Trinkwasserbedarf	3.33	1	3.33	5	16.67	5	16.67	5	16.67	5	16.67	5	16.67
Strombilanz (Produktion - Bedarf)	3.33	5	16.67	4	13.33	1	3.33	1	3.33	2	6.67	2	6.67
Wärmebilanz (Produktion - Bedarf)	3.33	2	6.67	2	6.67	5	16.67	2	6.67	1	3.33	5	16.67
Gewässerschutz (Reduzierung des Eintrags von N und P)	3.33	1	3.33	1	3.33	3	10.00	5	16.67	4	13.33	5	16.67
Phosphorrückgewinnung	3.33	1	3.33	2	6.67	1	3.33	4	13.33	4	13.33	5	16.67
Summe (Ökologie)	16.67	10	33.33	14	46.67	15	50.00	17	56.67	16	53.33	22	73.33
<u>Technik</u>	Gewichtung	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert
Betriebssicherheit/Robustheit	22.22	5	111.11	4	88.89	4	88.89	1	22.22	4	88.89	2	44.44
Anpassungsfähigkeit (Skalierbarkeit/Erweiterbarkeit/Flexibilität), Integrierbarkeit mit anderen/bestehenden Infrastruktursystemen (z.B. Bioabfallbehandlung)	22.22	1	22.22	1	22.22	2	44.44	5	111.11	5	111.11	5	111.11
Monitoring-Aufwand	22.22	5	111.11	5	111.11	4	88.89	1	22.22	3	66.67	4	88.89
Summe (Technik)	66.67	11	244.44	10	222.22	10	222.22	7	155.56	12	266.67	11	244.44
<u>Soziokulturelles</u>	Gewichtung	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert
Bedienungskomfort/Alltagstauglichkeit	2.38	5	11.90	5	11.90	5	11.90	3	7.14	5	11.90	1	2.38
Adaptionsfähigkeit/ Bereitschaft (Akzeptanz) zur Verhaltensänderung	2.38	5	11.90	5	11.90	5	11.90	3	7.14	5	11.90	1	2.38
Systemkonformes Verhalten (Verantwortung der Nutzer / kein Missbrauch)	2.38	5	11.90	5	11.90	5	11.90	1	2.38	5	11.90	2	4.76
Schaffung von Umweltbewusstsein	2.38	1	2.38	2	4.76	2	4.76	4	9.52	2	4.76	5	11.90
Lärmbelästigung	2.38	5	11.90	5	11.90	5	11.90	1	2.38	5	11.90	5	11.90
Geruchsbelästigung	2.38	5	11.90	5	11.90	5	11.90	5	11.90	5	11.90	1	2.38
Internationale Wettbewerbsfähigkeit (Exportpotenzial/Schaffung von Arbeitsplätzen)	2.38	1	2.38	2	4.76	3	7.14	5	11.90	5	11.90	2	4.76
Summe (Soziokulturelles)	16.67	27	64.29	29	69.05	30	71.43	22	52.38	32	76.19	17	40.48
Gesamtsumme	100.00	48	342.06	53	337.94	55	343.65	46	264.60	60	396.19	50	358.25

Bei den dargestellten Ergebnissen sind die Werte auf zwei Dezimalstellen gerundet.

*Die eingesetzten Co-Substratmengen in diesen Systemvarianten unterscheiden sich von den Co-Substratmengen in den Umsetzungsprojekten (siehe Kapitel 5.5.4).

Nachhaltigste Systemvariante in der Gesamtbewertung

Beste Systemvariante innerhalb der Bewertungskategorien

Nicht-nachhaltigste Systemvariante in der Gesamtbewertung

Schlechteste Systemvariante innerhalb der Bewertungskategorien

Tabelle 42: Nutzwertanalyse mit Priorisierung der Bewertungskategorie „Soziokulturelles“ für Hamburg

Bewertungskategorien/-kriterien	Gewichtung	Konv		Konv-opt		KonvGrau		HWC*		Semizentral*		Trockensystem	
<u>Ökologie</u>	Gewichtung	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert
Trinkwasserbedarf	3.33	1	3.33	5	16.67	5	16.67	5	16.67	5	16.67	5	16.67
Strombilanz (Produktion - Bedarf)	3.33	5	16.67	4	13.33	1	3.33	1	3.33	2	6.67	2	6.67
Wärmebilanz (Produktion - Bedarf)	3.33	2	6.67	2	6.67	5	16.67	2	6.67	1	3.33	5	16.67
Gewässerschutz (Reduzierung des Eintrags von N und P)	3.33	1	3.33	1	3.33	3	10.00	5	16.67	4	13.33	5	16.67
Phosphorrückgewinnung	3.33	1	3.33	2	6.67	1	3.33	4	13.33	4	13.33	5	16.67
Summe (Ökologie)	16.67	10	33.33	14	46.67	15	50.00	17	56.67	16	53.33	22	73.33
<u>Technik</u>	Gewichtung	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert
Betriebssicherheit/Robustheit	5.56	5	27.78	4	22.22	4	22.22	1	5.56	4	22.22	2	11.11
Anpassungsfähigkeit (Skalierbarkeit/Erweiterbarkeit/Flexibilität), Integrierbarkeit mit anderen/bestehenden Infrastruktursystemen (z.B. Bioabfallbehandlung)	5.56	1	5.56	1	5.56	2	11.11	5	27.78	5	27.78	5	27.78
Monitoring-Aufwand	5.56	5	27.78	5	27.78	4	22.22	1	5.56	3	16.67	4	22.22
Summe (Technik)	16.67	11	61.11	10	55.56	10	55.56	7	38.89	12	66.67	11	61.11
<u>Soziokulturelles</u>	Gewichtung	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert
Bedienungskomfort/Alltagstauglichkeit	9.52	5	47.62	5	47.62	5	47.62	3	28.57	5	47.62	1	9.52
Adaptionsfähigkeit/ Bereitschaft (Akzeptanz) zur Verhaltensänderung	9.52	5	47.62	5	47.62	5	47.62	3	28.57	5	47.62	1	9.52
Systemkonformes Verhalten (Verantwortung der Nutzer / kein Missbrauch)	9.52	5	47.62	5	47.62	5	47.62	1	9.52	5	47.62	2	19.05
Schaffung von Umweltbewusstsein	9.52	1	9.52	2	19.05	2	19.05	4	38.10	2	19.05	5	47.62
Lärmbelästigung	9.52	5	47.62	5	47.62	5	47.62	1	9.52	5	47.62	5	47.62
Geruchsbelästigung	9.52	5	47.62	5	47.62	5	47.62	5	47.62	5	47.62	1	9.52
Internationale Wettbewerbsfähigkeit (Exportpotenzial/Schaffung von Arbeitsplätzen)	9.52	1	9.52	2	19.05	3	28.57	5	47.62	5	47.62	2	19.05
Summe (Soziokulturelles)	66.67	27	257.14	29	276.19	30	285.71	22	209.52	32	304.76	17	161.90
Gesamtsumme	100.00	48	351.59	53	378.41	55	391.27	46	305.08	60	424.76	50	296.35

Bei den dargestellten Ergebnissen sind die Werte auf zwei Dezimalstellen gerundet.

*Die eingesetzten Co-Substratmengen in diesen Systemvarianten unterscheiden sich von den Co-Substratmengen in den Umsetzungsprojekten (siehe Kapitel 5.5.4).

Nachhaltigste Systemvariante in der Gesamtbewertung

Beste Systemvariante innerhalb der Bewertungskategorien

Nicht-nachhaltigste Systemvariante in der Gesamtbewertung

Schlechteste Systemvariante innerhalb der Bewertungskategorien

11.8 Ergebnisse der Nutzwertanalyse mit Priorisierung bzw. höherer Gewichtung einzelner Bewertungskategorien für Qingdao

Tabelle 43: Nutzwertanalyse mit Priorisierung der Bewertungskategorie „Ökologie“ für Qingdao

Bewertungskategorien/-kriterien	Gewichtung	Konv		Konv-opt		KonvGrau		HWC*		Semizentral*		Trockensystem	
Ökologie	Gewichtung	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert
Trinkwasserbedarf	13.33	1	13.33	5	66.67	5	66.67	5	66.67	5	66.67	5	66.67
Strombilanz (Produktion - Bedarf)	13.33	5	66.67	4	53.33	1	13.33	1	13.33	2	26.67	2	26.67
Wärmebilanz (Produktion - Bedarf)	13.33	2	26.67	2	26.67	5	66.67	2	26.67	1	13.33	5	66.67
Gewässerschutz (Reduzierung des Eintrags von N und P)	13.33	1	13.33	1	13.33	3	40.00	5	66.67	4	53.33	5	66.67
Phosphorrückgewinnung	13.33	1	13.33	2	26.67	1	13.33	4	53.33	4	53.33	5	66.67
Summe (Ökologie)	66.67	10	133.33	14	186.67	15	200.00	17	226.67	16	213.33	22	293.33
Technik	Gewichtung	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert
Betriebssicherheit/Robustheit	5.56	5	27.78	4	22.22	4	22.22	1	5.56	4	22.22	2	11.11
Anpassungsfähigkeit (Skalierbarkeit/Erweiterbarkeit/Flexibilität), Integrierbarkeit mit anderen/bestehenden Infrastruktursystemen (z.B. Bioabfallbehandlung)	5.56	1	5.56	1	5.56	2	11.11	5	27.78	5	27.78	5	27.78
Monitoring-Aufwand	5.56	5	27.78	5	27.78	4	22.22	1	5.56	3	16.67	4	22.22
Summe (Technik)	16.67	11	61.11	10	55.56	10	55.56	7	38.89	12	66.67	11	61.11
Soziokulturelles	Gewichtung	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert
Bedienungskomfort/Alltagstauglichkeit	2.38	5	11.90	5	11.90	5	11.90	3	7.14	5	11.90	1	2.38
Adaptionsfähigkeit/	2.38	5	11.90	5	11.90	5	11.90	3	7.14	5	11.90	1	2.38
Bereitschaft (Akzeptanz) zur Verhaltensänderung	2.38	5	11.90	5	11.90	5	11.90	1	2.38	5	11.90	2	4.76
Systemkonformes Verhalten (Verantwortung der Nutzer / kein Missbrauch)	2.38	1	2.38	2	4.76	2	4.76	4	9.52	2	4.76	5	11.90
Schaffung von Umweltbewusstsein	2.38	5	11.90	5	11.90	5	11.90	1	2.38	5	11.90	5	11.90
Lärmbelästigung	2.38	5	11.90	5	11.90	5	11.90	5	11.90	5	11.90	1	2.38
Geruchsbelästigung	2.38	1	2.38	2	4.76	3	7.14	5	11.90	5	11.90	2	4.76
Internationale Wettbewerbsfähigkeit (Exportpotenzial/Schaffung von Arbeitsplätzen)	2.38	1	2.38	2	4.76	3	7.14	5	11.90	5	11.90	2	4.76
Summe (Soziokulturelles)	16.67	27	64.29	29	69.05	30	71.43	22	52.38	32	76.19	17	40.48
Gesamtsumme	100.00	48	258.73	53	311.27	55	326.98	46	317.94	60	356.19	50	394.92

Bei den dargestellten Ergebnissen sind die Werte auf zwei Dezimalstellen gerundet.

*Die eingesetzten Co-Substratmengen in diesen Systemvarianten unterscheiden sich von den Co-Substratmengen in den Umsetzungsprojekten (siehe Kapitel 5.5.4).

Nachhaltigste Systemvariante in der Gesamtbewertung	Beste Systemvariante innerhalb der Bewertungskategorien
Nicht-nachhaltigste Systemvariante in der Gesamtbewertung	Schlechteste Systemvariante innerhalb der Bewertungskategorien

Tabelle 44: Nutzwertanalyse mit Priorisierung der Bewertungskategorie „Technik“ für Qingdao

Bewertungskategorien/-kriterien	Gewichtung	Konv		Konv-opt		KonvGrau		HWC*		Semizentral*		Trockensystem	
<u>Ökologie</u>	Gewichtung	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert
Trinkwasserbedarf	3.33	1	3.33	5	16.67	5	16.67	5	16.67	5	16.67	5	16.67
Strombilanz (Produktion - Bedarf)	3.33	5	16.67	4	13.33	1	3.33	1	3.33	2	6.67	2	6.67
Wärmebilanz (Produktion - Bedarf)	3.33	2	6.67	2	6.67	5	16.67	2	6.67	1	3.33	5	16.67
Gewässerschutz (Reduzierung des Eintrags von N und P)	3.33	1	3.33	1	3.33	3	10.00	5	16.67	4	13.33	5	16.67
Phosphorrückgewinnung	3.33	1	3.33	2	6.67	1	3.33	4	13.33	4	13.33	5	16.67
Summe (Ökologie)	16.67	10	33.33	14	46.67	15	50.00	17	56.67	16	53.33	22	73.33
<u>Technik</u>	Gewichtung	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert
Betriebssicherheit/Robustheit	22.22	5	111.11	4	88.89	4	88.89	1	22.22	4	88.89	2	44.44
Anpassungsfähigkeit (Skalierbarkeit/Erweiterbarkeit/Flexibilität), Integrierbarkeit mit anderen/bestehenden Infrastruktursystemen (z.B. Bioabfallbehandlung)	22.22	1	22.22	1	22.22	2	44.44	5	111.11	5	111.11	5	111.11
Monitoring-Aufwand	22.22	5	111.11	5	111.11	4	88.89	1	22.22	3	66.67	4	88.89
Summe (Technik)	66.67	11	244.44	10	222.22	10	222.22	7	155.56	12	266.67	11	244.44
<u>Soziokulturelles</u>	Gewichtung	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert
Bedienungskomfort/Alltagstauglichkeit	2.38	5	11.90	5	11.90	5	11.90	3	7.14	5	11.90	1	2.38
Adaptionsfähigkeit/ Bereitschaft (Akzeptanz) zur Verhaltensänderung	2.38	5	11.90	5	11.90	5	11.90	3	7.14	5	11.90	1	2.38
Systemkonformes Verhalten (Verantwortung der Nutzer / kein Missbrauch)	2.38	5	11.90	5	11.90	5	11.90	1	2.38	5	11.90	2	4.76
Schaffung von Umweltbewusstsein	2.38	1	2.38	2	4.76	2	4.76	4	9.52	2	4.76	5	11.90
Lärmbelästigung	2.38	5	11.90	5	11.90	5	11.90	1	2.38	5	11.90	5	11.90
Geruchsbelästigung	2.38	5	11.90	5	11.90	5	11.90	5	11.90	5	11.90	1	2.38
Internationale Wettbewerbsfähigkeit (Exportpotenzial/Schaffung von Arbeitsplätzen)	2.38	1	2.38	2	4.76	3	7.14	5	11.90	5	11.90	2	4.76
Summe (Soziokulturelles)	16.67	27	64.29	29	69.05	30	71.43	22	52.38	32	76.19	17	40.48
Gesamtsumme	100.00	48	342.06	53	337.94	55	343.65	46	264.60	60	396.19	50	358.25

Bei den dargestellten Ergebnissen sind die Werte auf zwei Dezimalstellen gerundet.

*Die eingesetzten Co-Substratmengen in diesen Systemvarianten unterscheiden sich von den Co-Substratmengen in den Umsetzungsprojekten (siehe Kapitel 5.5.4).

Nachhaltigste Systemvariante in der Gesamtbewertung

Beste Systemvariante innerhalb der Bewertungskategorien

Nicht-nachhaltigste Systemvariante in der Gesamtbewertung

Schlechteste Systemvariante innerhalb der Bewertungskategorien

Tabelle 45: Nutzwertanalyse mit Priorisierung der Bewertungskategorie „Soziokulturelles“ für Qingdao

Bewertungskategorien/-kriterien	Gewichtung	Konv		Konv-opt		KonvGrau		HWC*		Semizentral*		Trockensystem	
<u>Ökologie</u>	Gewichtung	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert
Trinkwasserbedarf	3.33	1	3.33	5	16.67	5	16.67	5	16.67	5	16.67	5	16.67
Strombilanz (Produktion - Bedarf)	3.33	5	16.67	4	13.33	1	3.33	1	3.33	2	6.67	2	6.67
Wärmebilanz (Produktion - Bedarf)	3.33	2	6.67	2	6.67	5	16.67	2	6.67	1	3.33	5	16.67
Gewässerschutz (Reduzierung des Eintrags von N und P)	3.33	1	3.33	1	3.33	3	10.00	5	16.67	4	13.33	5	16.67
Phosphorrückgewinnung	3.33	1	3.33	2	6.67	1	3.33	4	13.33	4	13.33	5	16.67
Summe (Ökologie)	16.67	10	33.33	14	46.67	15	50.00	17	56.67	16	53.33	22	73.33
<u>Technik</u>	Gewichtung	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert
Betriebssicherheit/Robustheit	5.56	5	27.78	4	22.22	4	22.22	1	5.56	4	22.22	2	11.11
Anpassungsfähigkeit (Skalierbarkeit/Erweiterbarkeit/Flexibilität), Integrierbarkeit mit anderen/bestehenden Infrastruktursystemen (z.B. Bioabfallbehandlung)	5.56	1	5.56	1	5.56	2	11.11	5	27.78	5	27.78	5	27.78
Monitoring-Aufwand	5.56	5	27.78	5	27.78	4	22.22	1	5.56	3	16.67	4	22.22
Summe (Technik)	16.67	11	61.11	10	55.56	10	55.56	7	38.89	12	66.67	11	61.11
<u>Soziokulturelles</u>	Gewichtung	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert	Zielertrag	Nutzwert
Bedienungskomfort/Alltagstauglichkeit	9.52	5	47.62	5	47.62	5	47.62	3	28.57	5	47.62	1	9.52
Adaptionsfähigkeit/ Bereitschaft (Akzeptanz) zur Verhaltensänderung	9.52	5	47.62	5	47.62	5	47.62	3	28.57	5	47.62	1	9.52
Systemkonformes Verhalten (Verantwortung der Nutzer / kein Missbrauch)	9.52	5	47.62	5	47.62	5	47.62	1	9.52	5	47.62	2	19.05
Schaffung von Umweltbewusstsein	9.52	1	9.52	2	19.05	2	19.05	4	38.10	2	19.05	5	47.62
Lärmbelästigung	9.52	5	47.62	5	47.62	5	47.62	1	9.52	5	47.62	5	47.62
Geruchsbelästigung	9.52	5	47.62	5	47.62	5	47.62	5	47.62	5	47.62	1	9.52
Internationale Wettbewerbsfähigkeit (Exportpotenzial/Schaffung von Arbeitsplätzen)	9.52	1	9.52	2	19.05	3	28.57	5	47.62	5	47.62	2	19.05
Summe (Soziokulturelles)	66.67	27	257.14	29	276.19	30	285.71	22	209.52	32	304.76	17	161.90
Gesamtsumme	100.00	48	351.59	53	378.41	55	391.27	46	305.08	60	424.76	50	296.35

Bei den dargestellten Ergebnissen sind die Werte auf zwei Dezimalstellen gerundet.

*Die eingesetzten Co-Substratmengen in diesen Systemvarianten unterscheiden sich von den Co-Substratmengen in den Umsetzungsprojekten (siehe Kapitel 5.5.4).

Nachhaltigste Systemvariante in der Gesamtbewertung

Beste Systemvariante innerhalb der Bewertungskategorien

Nicht-nachhaltigste Systemvariante in der Gesamtbewertung

Schlechteste Systemvariante innerhalb der Bewertungskategorien

Zum Autor

Arash Davoudi wurde 1984 in Teheran geboren.

Er erhielt sein Diplom in Umwelttechnik/Umweltmesstechnik an der Hochschule RheinMain und seinen Master in Umweltingenieurwissenschaften an der technischen Universität Darmstadt mit den Schwerpunkten Ver- und Entsorgung und Raum- und Infrastrukturplanung.

Von 2011 bis 2016 war er als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für sozial-ökologische Forschung (ISOE) im Forschungsschwerpunkt Wasserinfrastruktur und Risikoanalysen tätig, wo er verschiedene Forschungsprojekte bearbeitete. Seine Arbeitsschwerpunkte waren Stoffstrom- und Energiemanagement sowie alternative Wasserinfrastrukturen.